Remy PRUD HOMME

le ménagement de la nature

Des politiques contre la pollution

Pour la première fois un livre aborde le problème grave qu'est la pollution de façon non polémique.

Dans ce domaine où abondent les bons sentiments, les théories vagues et les intérêts particuliers, l'auteur spécialiste de l'Environnement apporte des chiffres et des raisonnements clairs. Il ne se contente pas de dénoncer les dangers de la pollution, il en analyse les causes, en mesure les effets et surtout se livre à un examen systématique des politiques de lutte mises — ou à mettre — en œuvre.

S'appuyant sans parti pris sur des faits concrets, et confrontant les actions menées à la théorie économique, Rémy Prud'homme donne des arguments tant aux écologistes qu'aux productivistes... et réussit dans bien des cas à leur fournir des éléments de réconciliation.

L'œil économique *Série ré*

ISBN 2.04.011 282.0.

R. Prud'homme **le ménagement de la nature**

Remy PRUD HOMME

le ménagement de la nature

Des politiques contre la pollution



L'œil économique

« Un regard neuf sur l'économie »

▶ Série référence

Alfred SAUVY - La machine et le chômage
Le progrès technique et l'emploi
Préface de W. Léontief

Rémy PRUD'HOMME - Le ménagement de la nature
Des politiques contre la pollution

André DUMAS
J.L. DALLEMAGNE / N. DAURES / B. HORVAT / D. JONES / S. KOLM / S. KOULYTCHISKY / P. KNIGHT / H. LEPAGE / M. MENCONI / Ch. MONTET / P. ROSANVALLON / R. SUPEK / H. TEZENAS DU MONCEL / J. VANEK
L'autogestion, un système économique ?
Préface de J. Tinbergen (à paraître en janvier 1981)

▶ Série histoire

William PETERSEN - Malthus
le premier anti-malthusien
Préface de E. Le Roy Ladurie

Sydney MINTZ
S. ENGERMAN / J. FAGE / R. FOGEL / G. FREDERICKSON / H. GEMMERY / E. GENOVESE / M. GUTMAN / M. GREENBERG / M. et F. HERSKOVITS / J. HOGENDORN / B. KOPYTOFF / I. WALLERSTEIN
Esclave = facteur de production
L'économie politique de l'esclavage (à paraître en mars 1981)

▶ Série travail

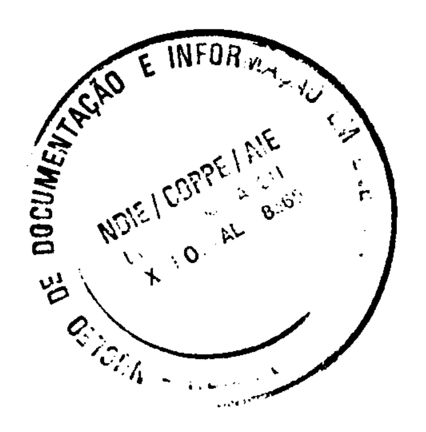
Henri SAVALL - Reconstruire l'entreprise
Analyse socio-économique des conditions de travail
Préface de F. Perroux

Bernard DORAY - La folie taylorienne
(à paraître en mars 1981)

le ménagement de la nature

Des politiques contre la pollution

Rémy PRUD'HOMME
Professeur à l'Institut
d'Urbanisme de Paris





Rémy Prud'homme

Rémy Prud'homme est né en 1936 dans une famille d'agriculteurs angevins. Après des études à H.E.C. et à Harvard, il est devenu professeur d'économie politique, et a enseigné aux universités de Phnom-Penh, de Lille, de Détroit et de Paris XII, ainsi qu'à l'E.N.A. Il s'est particulièrement attaché à l'étude des problèmes des villes et de l'environnement. Sa compétence dans ces domaines l'a amené à siéger dans de nombreuses commissions, comme le Comité Interministériel pour l'Évaluation de l'Environnement (dit comité Gruson), le Comité National pour l'Élimination et la Récupération des Déchets, ou le Comité d'Aménagement du Territoire du Huitième Plan, et à travailler comme consultant pour les grandes organisations internationales : Nations-Unies, Banque Mondiale, U.N.E.S.C.O., Communauté Économique Européenne, O.C.D.E. De 1974 à 1976, il a occupé à l'O.C.D.E. le poste de directeur-adjoint de la direction de l'Environnement. C'est l'expérience concrète acquise dans ces instances autant que les connaissances du professeur qu'il nous livre dans cet ouvrage.

Ouvrages du même auteur :

L'Économie du Cambodge (P.U.F., 1968)

Les Comptes Économiques de Ville (Cujas, 1976)

La Politique de l'Environnement du Japon (O.C.D.E., 1977)

Le Rapport du Comité d'Aménagement du Territoire du Huitième Plan (La Documentation Française, 1980)

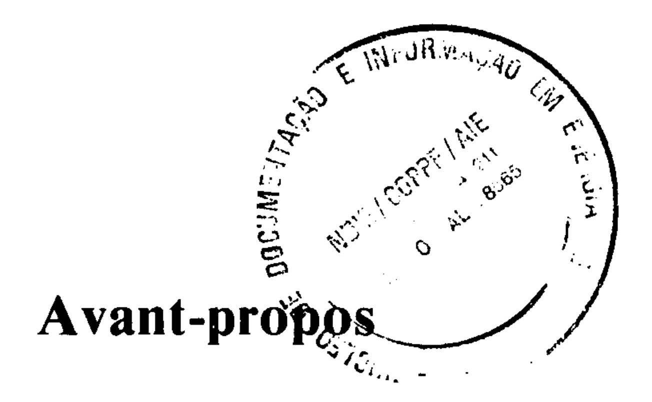
Le document de couverture est la reproduction d'une affiche anglaise contemporaine intitulée « Help R.S.P.C.A. to stop oil pollution ». Cette affiche signée G. Vandersyder a été publiée par la Royal Society for the Prevention of Cruelty to Animals (Londres)
Ph. © R.S.P.C.A. Londres - Photeb

© BORDAS Paris 1980
ISBN 2-04-011282-0

« Toute représentation ou reproduction, intégrale ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur, ou de ses ayants-droit, ou ayants-cause, est illicite (loi du 11 mars 1957, alinéa 1er de l'article 40). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal. La loi du 11 mars 1957 n'autorise, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, que les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective d'une part, et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration ».



Table des matières



Avant-propos

Ce travail doit beaucoup aux trois années (1974-1976) passées à l'O.C.D.E. (Organisation de Coopération et de Développement Économiques) en tant que directeur-adjoint de la direction de l'Environnement. Il se trouve, en effet, que cette direction, créée en 1971 a joué, et continue de jouer un rôle important dans le développement de l'analyse économique de l'environnement. La raison d'être de l'O.C.D.E. dans ce domaine, c'est la coordination des politiques des pays membres. Mais l'O.C.D.E. est aussi un lieu de confrontation des idées, des expériences, et surtout des idées avec les expériences. Cette confrontation de l'analyse et de la réalité qui améliore peut-être la réalité, enrichit sûrement l'analyse. Bien entendu, les idées exprimées dans ce travail ne reflètent pas nécessairement les positions de l'O.C.D.E.

Ma dette est donc lourde envers mes collègues et amis de la direction : Hilliard Roderick, Michel Pottier, Henri Smets, Frank Juhasz, Ariel Alexandre, Jean-Philippe Barde, Christian Averous, entre autres, ainsi qu'envers les délégués des pays membres au comité de l'Environnement et à ses groupes de travail, envers les responsables de l'environnement dans les délégations permanentes auprès de l'O.C.D.E., et les consultants qui m'ont, pendant ces années, et ensuite, apporté arguments et documents. J'ai aussi plaisir à dire ce que je dois à Bertrand de Jouvenel. C'est son *Arcadie* qui a éveillé l'intérêt d'un fils d'agriculteur pour la nature. Sans lui, ce livre n'aurait sans doute jamais été écrit.

1. Introduction

I — *La réalité des politiques d'environnement*

La notion d'« environnement » n'est rien moins que claire. Telle qu'elle est utilisée, l'expression « défense de l'environnement » vise des objectifs aussi divers que la réduction de la pollution de l'air par le dioxyde de soufre, la sauvegarde des tigres du Bengale, l'élimination des diphényls polychlorés (P.C.B.), le silence ou la promotion du recyclage du cuivre. Cette ambiguïté n'est sans doute pas étrangère au succès de la notion. Les années soixante ont en effet été marquées par l'émergence d'une « demande sociale » nouvelle : la demande d'« environnement » ou, plus précisément peut-être, la demande de « protection de l'environnement » et la demande de « qualité de l'environnement ».

Il est intéressant d'essayer d'analyser l'apparition de ce nouveau souci avant de chercher à dire quelques mots de la réponse politique qu'il a engendrée.

L'apparition de la demande d'environnement s'est manifestée de plusieurs façons. Par la publication et surtout par le succès de nombreux livres de vulgarisation, de périodiques spécialisés qui attiraient l'attention sur la dégradation de l'environnement. Par l'augmentation, dans la presse, à la radio et à la télévision, des informations relatives à l'environnement ; en France, la plupart des grands journaux ont créé des rubriques spécialisées et engagé des spécialistes (assez nombreux pour éprouver le besoin de se regrouper dans une Association des Journalistes de l'Environnement). Par la multiplication des plaintes adressées aux responsables politiques ou administratifs relativement à la qualité de l'environnement.

Le tableau 1 présente quelques données chiffrées sur la nature des plaintes ainsi exprimées :

TABLEAU 1 – PLAINTES RELATIVES A L'ENVIRONNEMENT PAR SUJET, FRANCE, 1971-1973 ET JAPON, 1972 (%)

	France	Japon
Pollution de l'air	10	19
Pollution de l'eau	4	17
Bruit et vibrations	16	36
Odeurs	15	24
Déchets solides	11	
Autres déchets	12	4
Apparence, esthétisme	12	
Détérioration des sites	8	
Autres	13	

Sources : ministère de l'Environnement (1974), tome 2, p. 189. Environment Agency (1977), p. 4.

Le phénomène constitutif de cette nouvelle demande sociale le plus caractéristique est sans doute la multiplication des associations de défense et d'amélioration de l'environnement. C'est par milliers que se comptent les associations ainsi créées. Une enquête sur les « organisations non gouvernementales de protection de l'environnement dans la Communauté Européenne » évalue à près de 20 000 le nombre de telles organisations (*Industrie et Société*, n° 21-75, 27 mai 1975). Ces associations diffèrent, bien entendu, par la taille, l'objet, les moyens et l'efficacité. Elles s'efforcent généralement soit de prévenir des nuisances en empêchant ou en modifiant un projet d'implantation, soit d'obtenir la réduction ou la suppression d'une nuisance. A cet effet, elles exercent, sur les pollueurs ou les administrations, des pressions qui, dans certains cas (centrales nucléaires) ou certains pays (Japon) peuvent aller jusqu'à l'action directe, ou encore à l'action en justice. Elles sont le véhicule de ce qui a parfois pris l'allure d'un mouvement ou d'une « croisade » écologiques, et qui constitue la forme extrême de la demande sociale d'environnement.

On notera que l'émergence de cette demande sociale n'a pas été un phénomène spécifiquement français. On a, au contraire, vu ce phénomène se développer dans tous les pays capitalistes industriels développés : Suède, États-Unis, Japon, etc. L'enquête de la C.E.E. (Communauté Économique Européenne) déjà citée, recensait même beaucoup plus d'organisations non gouvernementales de protection de l'environnement dans des pays comme l'Allemagne Fédérale (1302), la Belgique (733), le Royaume-Uni (449) qu'en France (246). Des indications fragmentaires donnent à penser que le même souci est également apparu dans des pays socialistes comme l'U.R.S.S., la Tchécoslovaquie ou la Pologne (Goldman, 1972).

On notera aussi que l'apparition de cette nouvelle demande a été assez brutale. Bien entendu, on peut, en cherchant, trouver des cris d'alarme ou des mouvements de protestation antérieurs à 1960. A la fin du XIX[e] siècle, les habitants de la région d'Ashio, au Japon, qui étaient durement touchés par les pollutions dues à la plus importante mine de cuivre du pays engagèrent, pour la défense de leur environnement, une lutte qui dura plus de vingt ans et qui eut un écho national (mais qui resta sans effet). En France, les associations de pêcheurs à la ligne se préoccupent depuis longtemps de la qualité des eaux. Mais d'une façon générale, on peut dire que des préoccupations de ce genre étaient le fait de minorités peu écoutées. Dix ans plus tard, le souci de l'environnement était partagé par l'ensemble de l'opinion publique. Lorsque l'on compare la naissance de cette demande sociale à la naissance d'autres demandes sociales, on est frappé par la rapidité de cette prise de conscience. Il a fallu plusieurs dizaines d'années pour que se généralisent, se « socialisent » la demande d'égalité des sexes ou la demande d'assurance-maladie.

On peut également remarquer que la demande d'environnement a généralement pris une forme « revendicative ». Les associations et les commentateurs se mobilisent « contre » des pollueurs réels ou potentiels. Ils se mobilisent aussi contre ce que ces pollueurs représentent ou incarnent, c'est-à-dire la société industrielle et le pouvoir. Dans une certaine mesure, l'environnement a été et reste, un champ de bataille choisi pour ceux dont le souci principal était la mise en accusation de notre société.

Pourquoi le souci de l'environnement s'est-il brusquement développé dans les années soixante ? On peut proposer au moins quatre essais d'explication.

Le premier pourrait être qualifié de « scientiste ». Il consiste à dire que les niveaux de pollution ont augmenté à un rythme exponentiel et qu'ils ont atteint dans les années soixante les seuils à partir desquels ils sont devenus insupportables. Il est vrai que les prélèvements sur la nature et les rejets dans la nature étaient alors soumis à une vive accélération. Il est vrai aussi que certains des indicateurs de qualité de l'environnement pour lesquels on dispose de séries longues (teneur de l'air en monoxyde de carbone ou en dioxyde de soufre par exemple) se dégradent rapidement à cette période. Mais il faut observer que la détérioration de l'environnement par l'homme est un phénomène aussi vieux que l'humanité. Sans remonter jusqu'à l'extinction des grands mammifères, qui est peut-être due à la surchasse, ou à la désertification du Sahara, qui est probablement aussi d'origine humaine, il suffit de penser aux cadres et aux conditions de vie d'autrefois.

Pollutions et nuisances de toutes sortes étaient très répandues ainsi qu'en témoigne le « Tableau de Paris » que brosse Sébastien Mercier à la fin du XVIII[e] siècle : « des rues étroites et mal percées, des maisons trop hautes et qui interrompent la libre circulation de l'air, des boucheries, des poissonneries, des égouts, des cimetières, font que l'atmosphère se corrompt, se charge de particules impures et que cet air renfermé devient pesant et d'une influence maligne ». (Mercier cité par Jouvenel, 1970). On ne dispose d'aucune série statistique longue portant sur des indicateurs synthétiques de qualité de l'environnement. C'est pourquoi il n'est guère possible de parler avec certitude de dégradation de l'environnement, ni *a fortiori*, d'accélération de cette dégradation. Toute appréciation de l'évolution repose sur des informations très partielles, et reste donc douteuse. Cette remarque limite la portée de l'explication « objective » de la prise de conscience environnementale.

Une deuxième explication est de nature économique : l'environnement est un bien de luxe, et l'élasticité de la demande d'environnement par rapport au revenu est supérieure à un et de plus, croît avec le revenu. L'augmentation du revenu entraîne donc une augmentation plus que proportionnelle de la demande d'environnement. L'élévation rapide des revenus dans les pays industrialisés a entraîné une élévation plus rapide encore de la demande d'environnement, qui a pu apparaître comme un surgissement. A l'appui de cette thèse, on peut citer le fait que dans un domaine au moins de l'environnement (le silence), on dispose d'évaluations de l'élasticité de la demande (Walters, 1975). Elles sont effectivement toutes supérieures à l'unité et semblent voisines de 1,6 ou 1,8. Il semble, d'autre part, établi que le souci d'environnement anime davantage les catégories socio-professionnelles dites élevées que les autres. L'explication économique contient donc certainement une part de vérité.

Elle peut être complétée par une explication « psychologique ». Au début des années soixante, deux idées étaient en effet simultanément reçues ; la première, c'est que la pollution et son corollaire, la dégradation de l'environnement, étaient indissolublement liées à la croissance économique. La seconde, c'est que la croissance économique allait se poursuivre, sinon indéfiniment, du moins dans l'avenir prévisible. La combinaison de ces deux idées amenait inévitablement à prévoir des niveaux de pollution qui deviendrait vite insupportables. « Comment, demandait B. de Jouvenel (1970), ne pas sentir qu'à la promesse de croissance future des biens désirés est liée une menace d'accroissement des maux dont on se plaint (...) ? » Selon ce point de vue, c'est l'anticipation des pollutions, plus que la réalité des pollutions qui a été la cause de la prise de conscience de nos sociétés.

On a aussi proposé des explications plus « politiques » de l'émergence de la demande d'environnement. C'est ainsi que Coing (1970) suggère que cette demande sociale a été encouragée par les grandes firmes qui y voient un moyen d'éliminer des concurrents moins puissants.

Quoi qu'il en soit de ces explications, le fait est qu'on a vu grandir une demande nouvelle ou plutôt une demande renouvelée. Le « sentiment de la nature » est en effet assez ancien (il date, en Occident, de J.-J. Rousseau) et il a fondé, au XIX[e], et dans la première moitié du XX[e] siècle, bien des réquisitoires contre les méfaits de la société industrielle. Mais les défenseurs de la nature étaient, pour reprendre une belle image de B. de Jouvenel, « symbolisés par la femme de Lot, paralysée parce que regardant en arrière, paralysants si on les eût écoutés ». (1970, p. 519). Ils sont maintenant tournés vers l'avenir dans lequel ils décèlent une menace grave. C'est ce changement de perspective qui renouvelle la cause, la rend plus plaidable, et plus plaidée.

A cette demande nouvelle a correspondu la mise en œuvre de politiques nouvelles. Tous les pays développés ont, au début des années soixante-dix, pris un certain nombre de mesures visant à réduire pollutions ou gaspillages et à réparer les dommages causés, qui peuvent être groupées sous le vocable de politiques de l'environnement. Les trois pouvoirs ont contribué à cet effort.

Le rôle du pouvoir judiciaire n'a pas été le plus important. Dans tous les pays développés, des textes définissent la responsabilité civile. C'est ainsi que l'article 1382 du Code Civil français affirme que « tout fait quelconque de l'homme, qui cause à autrui un dommage, oblige celui par la faute duquel il est arrivé à le réparer ». Ces textes, généralement anciens, n'ont pas été rédigés en vue des dommages environnementaux. La jurisprudence a cependant su utiliser ces textes pour accorder des dommages et intérêts à ceux qui avaient été lésés par des pollutions ou des dégradations de l'environnement. Mais la portée de ce mode d'action est limitée par la nature des dommages environnementaux. Ceux-ci sont généralement peu importants mais très répandus : ils touchent faiblement beaucoup de gens. D'autre part, le lien de cause à effet entre pollution et dommage est souvent difficile à établir. Les décisions des tribunaux en matière de responsabilité civile ont pu dédommager certaines victimes de pollutions ou de nuisances ; ces décisions ont, d'autre part, contribué à l'évolution des idées sur le caractère inacceptable de certaines dégradations du milieu : mais elles n'ont pas eu d'effet préventif marqué : la peur d'avoir à payer des indemnités ne suffit pas à empêcher la pollution.

Le pouvoir législatif a évidemment joué un rôle important dans la défini-

tion des politiques de l'environnement. La plupart des parlements ont adopté, à la fin des années soixante ou au début des années soixante-dix, des lois-cadres ou des lois spécifiques qui constituent la base législative des politiques. C'est ainsi que des lois générales ont été votées au Japon (1967), en Suède (1969), au Danemark (1973) et au Royaume-Uni (1974) ; que des lois sur l'eau ont été adoptées au Japon (1971), au Royaume-Uni (1974), aux Pays-Bas (1970), au Canada (1970), aux États-Unis (1972) ; ou que des lois sur la protection de l'air ont été promulguées au Japon (1968) et aux États-Unis (1967). Le cas de la France est un peu différent : notre pays disposait déjà de plusieurs lois, notamment de la loi sur les établissements insalubres et incommodes, qui date de 1917, et de la loi sur l'eau qui date de 1964. Toujours est-il que la mise en œuvre d'une politique à partir de 1970 n'a pas principalement pris la voie législative. Une loi-cadre sur le bruit a été mise en chantier, puis abandonnée. Ont finalement été votées une loi sur les déchets (1975) et une loi sur les études d'impact (1975).

Dans la plupart des pays et en particulier en France, les politiques ont, pour l'essentiel, été le fait du pouvoir exécutif. Les gouvernements et les administrations ont pris en main la défense de l'environnement. Cette nouvelle fonction a créé de nouveaux organes. Dans certains pays, les attributions de ministères « classiques » ont été élargies : c'est ainsi que le ministère de l'Agriculture en Suède, le ministère de la Santé en Autriche et au Pays-Bas, le ministère de l'Intérieur en Allemagne Fédérale, ont été chargés de l'environnement. Dans d'autres pays comme le Royaume-Uni, ou, depuis 1978, la France, un « grand » ministère de l'Environnement a été créé dont les responsabilités vont bien au-delà de la protection et de l'amélioration du cadre de vie. Dans beaucoup d'autres pays, enfin, des ministères de l'Environnement aux fonctions plus limitées, ont été établis : c'est le cas des États-Unis, de la Norvège, du Canada, du Japon et de la France jusqu'en 1978.

Robert Poujade qui fut en France l'un des premiers titulaires du poste de ministre de l'Environnement, a raconté avec talent la naissance du « ministère de l'Impossible » (Poujade, 1975). La tâche du ministère de l'Environnement est en effet délicate, sinon impossible, parce que l'environnement est non seulement un domaine, mais une dimension. Il ne s'agit pas tant de gérer des activités spécifiques (comme dans le cas de la plupart des départements ministériels classiques) mais d'intervenir dans la gestion de l'ensemble des activités. Un ministère de l'Environnement est donc d'abord un gêneur. La première réaction des autres ministères est donc de combattre l'intrus ; la seconde, de le neutraliser.

De plus, un ministère nouvellement créé est un ministère faible, parce

qu'il n'a pas encore à sa disposition une bureaucratie spécifique, organisée, dévouée, formée de fonctionnaires dont les intérêts de carrière s'identifient aux intérêts de leurs départements. Cette carence est particulièrement grave dans des pays comme le Japon ou la France où les rigidités administratives sont très marquées. On y a pourvu en composant le ministère avec des fonctionnaires provenant des autres « puissances », comme on le fait habituellement pour les organismes interministériels. Les autres puissances ont accepté de jouer le jeu. Trois des plus grands corps de l'État, (le corps des Ingénieurs des Mines qui contrôle l'industrie, le corps des Ingénieurs des Ponts qui contrôle l'équipement et le corps des Ingénieurs du Génie Rural et des Eaux et Forêts qui contrôle l'agriculture) ont délégué leurs hommes aux postes de responsabilité du nouveau ministère.

La tâche du nouveau ministère, enfin, est compliquée par le fait qu'il ne dispose que peu ou pas de services extérieurs, c'est-à-dire d'implantation territoriale, ce qui est particulièrement gênant dans un domaine aussi spatialisé, localisé, que l'environnement.

L'effort de ces nouvelles administrations a été relayé, appuyé, multiplié, et dans certains cas, entraîné par les initiatives des collectivités locales. Dans beaucoup de pays, la politique de l'environnement est le fait d'entités infra-nationales. En Allemagne, par exemple, elle est constitutionnellement une responsabilité des *laender*. Au Japon, le rôle des préfectures est également très grand. Partout, y compris en France, l'action des communes (ou des entités homologues) est importante.

Des politiques de l'environnement ont donc été mises en œuvre. Elles ont consisté à informer, à investir, à interdire, à inciter. L'effort d'information vise à améliorer la connaissance des problèmes et des solutions, et à sensibiliser les différents acteurs à ces problèmes et à ces solutions. Il est évidemment important dans un domaine neuf comme l'environnement, où les bases statistiques et la compréhension des problèmes laissent beaucoup à désirer. Les pouvoirs publics aident aussi la recherche pure ou appliquée.

La fourniture de biens et de services, qui se traduit généralement par des investissements, est une forme plus directe d'action publique. Grands travaux hydrauliques, égouts, stations d'épuration et de traitement des eaux usées, usines d'incinération ou de compostage des déchets, et même, parcs régionaux et nationaux sont des exemples de ce type d'action. On notera toutefois que cette action directe a été relativement (aux autres modes d'action et à ce qui se passe dans d'autres domaines) peu importante. L'investissement public a en effet, été, surtout en France, le mode privilégié de réponse politique à une demande sociale. Naît-il une demande de culture : on construit des maisons de la culture ; une demande de santé : on

édifie des hôpitaux. L'environnement a largement échappé à cette règle.

Pour l'essentiel, les politiques de l'environnement consistent en interdictions et en incitations, c'est-à-dire en contraintes imposées aux pollueurs ou destructeurs potentiels. La puissance publique interdit tel produit, tel procédé de fabrication, tel déversement, telle construction, ou soumet produits, procédés, déversements et constructions au régime de l'autorisation préalable. Elle peut aussi par des mesures financières (aides ou taxes) inciter les agents économiques à adopter tel ou tel comportement.

Enfin, ces politiques de l'environnement ont été aidées, coordonnées, et dans certains cas élaborées au niveau international. En 1971, l'O.C.D.E., qui lance avec prudence l'idée d'un autre type de croissance, crée un comité de l'Environnement où les pays membres pourront se retrouver pour confronter, et le cas échéant harmoniser leurs politiques. Les travaux de ce comité seront préparés par une direction de l'Environnement qui est également créée au sein du secrétariat de l'Organisation.

En 1973, la Commission des Communautés Économiques Européennes crée également une direction de l'Environnement qui s'efforcera de préparer, dans des domaines choisis, une politique européenne en matière d'environnement.

Les organisations du système des Nations-Unies ne sont pas restées inactives. En 1972, les Nations-Unies organisèrent à Stockholm une conférence mondiale sur l'environnement qui eut pour effet d'attirer l'attention des hommes politiques et du grand public sur le problème. A la suite de cette conférence, une organisation spécialisée, le P.N.U.E. (Programme des Nations-Unies pour l'Environnement), fut créée et son siège implanté à Nairobi.

Dans le même temps, les autres organisations spécialisées comme l'U.N.E.S.C.O. (United Nation Educational Scientific and Cultural Organization), la F.A.O. (Food and Agriculture Organization), l'O.M.S. (Organisation Mondiale de la Santé), introduisaient le souci de l'environnement dans leurs domaines d'actions respectifs. La Banque Mondiale, enfin, a établi des normes de rejets, et veille à ce que les projets qu'elle finance ne soient pas la source de pollutions trop importantes.

L'action de ces organismes mondiaux n'a cependant pas été très importante. La raison en est que ces organismes sont principalement attachés à satisfaire les besoins des pays en voie de développement et que ces pays n'étaient guère (du moins jusqu'à une période récente) intéressés par la protection de l'environnement. Leurs porte-parole l'avaient dit très clairement à Stockholm : « La croissance est notre premier souci et si la pollu-

tion est le prix de la croissance, nous sommes prêts à payer ce prix ». Certains ont même vu et dénoncé, dans la conférence de Stockholm, une manœuvre visant à augmenter leurs coûts de production dans le but de freiner leur industrialisation. La demande d'environnement n'était pas très forte dans ces pays. D'une façon générale, on peut dire que les pays en voie de développement n'ont guère cherché à mettre en œuvre des politiques de l'environnement. Cette attitude est actuellement en train de se transformer. Des pays comme le Brésil, la Malaisie, la Corée, qui affichaient un laxisme certain à l'égard des pollueurs, commencent à édicter des règles plus contraignantes. On va donc, sans doute, voir se développer, à côté des politiques de l'environnement des pays industriels, un deuxième type de politique pratiqué par les pays en voie de développement.

Cet ouvrage ne vise pas à décrire les politiques de l'environnement effectivement mises en œuvre, uniquement. Il voudrait aussi présenter des concepts et des outils permettant l'analyse de ces politiques et éclairant la formulation de politiques nouvelles, en un mot esquisser une théorie des politiques de l'environnement.

II — La théorie des politiques de l'environnement

Pour formuler une théorie des politiques de l'environnement, il faut d'abord disposer d'une théorie, ou du moins d'une définition de l'environnement.

Considérons à cet effet, la « sphère » humaine, c'est-à-dire l'ensemble des activités humaines, et plus particulièrement celles qui sont habituellement appelées « économiques » : les activités de production et de consommation de biens et de services. Ces activités, qui sont celles dont rend compte la comptabilité nationale, sont habituellement considérées en elles-mêmes, indépendamment de leurs relations avec la sphère non humaine, c'est-à-dire avec la nature ou l'environnement. La sphère humaine et la sphère non humaine ne sont pourtant pas indépendantes.

D'une part, en effet, l'homme prélève dans la nature, ce qu'il va transformer directement ou indirectement : minéraux, combustibles fossiles, êtres vivants, produits agricoles, etc. On ajoutera à cette liste l'énergie solaire, qui n'est pas à proprement parler prélevée, mais qui est utilisée elle aussi, directement ou indirectement.

D'autre part, l'homme transforme, avec l'aide de l'énergie (solaire ou prélevée), ces prélèvements en biens ou en services, qu'il consomme. Ce faisant, il rejette dans la nature des sous-produits de fabrication ou des objets utilisés ; il rejette aussi de la chaleur. Certains sous-produits ou objets reje-

tés sont recyclés, c'est-à-dire réintroduits dans les circuits de production. On notera qu'en vertu du deuxième principe de la thermo-dynamique, la chaleur, à la différence de la matière, n'est pas recyclable.

Le schéma ci-après figure cette présentation :

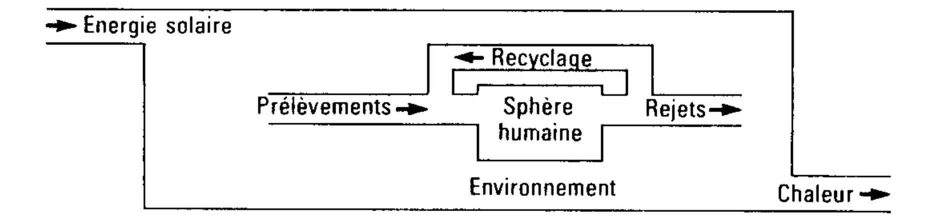


FIG. 1 — CIRCULATION DE L'ÉNERGIE ET DES MATIÈRES DANS LA BIOSPHÈRE

La théorie des flux de matières (Kneese et Ayres, 1969) dit exactement la même chose. Elle définit l'activité des hommes comme la transformation de la matière et met l'accent sur la circulation de matières qui accompagne et dans une large mesure constitue la plupart des transactions entre agents ou entre secteurs économiques. Elle réintroduit le célèbre principe de Lavoisier : « Rien ne se crée, rien ne se perd, tout se transforme... » dans l'analyse sociale et économique. Elle suggère que les mots de « production » et de « consommation » qui sont la base du vocabulaire des économistes, sont impropres. La paire de chaussures et même le repas ne sont pas créés à partir de rien, ne disparaissent pas après avoir été utilisés ; ils sont d'abord fabriqués à partir de matières prélevées et finalement rejetés après avoir été plus ou moins transformés. Cette théorie des flux de matières ne contredit pas la théorie économique, mais elle la complète. Elle invite à voir dans les transactions économiques non seulement l'utilité, mais encore la matière.

Pourquoi cette nouvelle vision ou plutôt cette vision complétée est-elle devenue nécessaire ? La raison en est que les rejets comme les prélèvements font maintenant problème. Pendant longtemps, et cela est encore vrai pour la plupart des matières rejetées, l'environnement était capable d'assimiler les rejets, c'est-à-dire de les recycler naturellement. Dans beaucoup de cas, il n'en va plus de même actuellement. Soit que la quantité de déchets excède la « capacité assimilatrice » de l'environnement considéré, soit surtout que la nature du déchet le rende impropre à tout recyclage, le rejet reste dans l'environnement. Si ce rejet est, directement ou indirectement gênant pour

l'homme, il constitue une pollution. On voit donc apparaître un premier objectif des politiques de l'environnement : la lutte contre les pollutions.

La considération des prélèvements en fait apparaître un second. Les ressources prélevées peuvent être classées en deux grandes catégories : les ressources renouvelables (comme le bois ou le poisson) et les ressources non renouvelables (comme le pétrole ou le cuivre). Cette distinction recoupe largement la distinction entre ressources animales et végétales, d'une part et ressources minérales d'autre part. Or, ce qui a caractérisé le passage de la civilisation agraire à la civilisation industrielle, c'est le recours accru au minéral relativement au végétal, « le passage de Cérès à Pluton », comme le dit si joliment B. de Jouvenel. Il est bien évident que ces minéraux, qui existent en quantité finie dans notre environnement ne pourront pas indéfiniment être prélevés en quantité croissante ni même constante. Un problème du même genre se pose à propos des ressources renouvelables. Elles ne peuvent pas être prélevées en quantité croissante. Au-delà d'un certain niveau, la ressource cesse de se renouveler. Des interdépendances écologiques complexes peuvent même faire que la réduction ou la disparition d'une espèce renouvelable entraîne la réduction ou la disparition d'une autre espèce renouvelable. Des prélèvements excessifs peuvent donc ainsi être dangereux pour l'homme. La politique de l'environnement devra donc avoir un deuxième objectif : la lutte contre le gaspillage.

Un troisième objectif est fréquemment assigné à ces politiques : l'amélioration du cadre de vie. Il n'est pas facile de donner un sens précis et concret à cette expression, souvent employée et qui vise l'environnement immédiat des lieux de résidence, de travail ou de loisirs, ce que B. de Jouvenel appelle le « micro-environnement » par opposition au « macro-environnement » que constituent prélèvements et rejets. On sent bien que ce cadre de vie peut être de plus ou moins bonne qualité. La présence de constructions élégantes, d'espaces verts, de zones piétonnes, d'aires de jeux pour les enfants, par exemple, est de nature à améliorer le cadre de vie. L'importance du cadre de vie ainsi défini, ou plutôt évoqué, est de toute évidence considérable. Et à coup sûr, la demande sociale d'environnement est dans une large mesure une demande d'amélioration du cadre de vie.

Les politiques de l'environnement doivent donc viser
a) à lutter contre les pollutions,
b) à réduire les gaspillages de ressources et
c) à améliorer le cadre de vie.

Bien entendu, ces trois objectifs se recoupent fréquemment : la réduction des prélèvements entraîne à plus ou moins long terme une réduction des rejets et donc des pollutions, qui contribue à améliorer le cadre de vie.

Il est cependant utile de les distinguer à des fins analytiques et pédagogiques.

On se limitera ici à l'analyse du premier de ces objectifs. Cette limitation n'implique aucun jugement de valeur sur l'importance relative de ces objectifs. La lutte contre les pollutions a sans doute été le premier — dans le temps — des soucis des gouvernements ; l'expérience accumulée dans ce domaine est considérable, et appelle un effort de systématisation et de synthèse. L'amélioration du cadre de vie a aussi beaucoup préoccupé les gouvernements. Mais ce domaine se prête assez mal à une analyse rigoureuse. Quoi de plus difficile à appréhender que le beau, qui est pourtant l'une des composantes essentielles du cadre de vie ? Et comment définir une politique du beau ? Exiger à cet effet l'intervention de sages, d'experts ou d'architectes est peut-être nécessaire, mais n'est sûrement pas suffisant, et en tous cas découle de considérations théoriques un peu pauvres. Une raison accessoire de ne pas aborder le problème du cadre de vie provient de la difficulté de limiter la notion. De cadre de vie à conditions de vie, il n'y a qu'un pas, vite franchi, et la politique du cadre de vie renvoie à la politique économique, à la politique sociale, à la politique de la santé, voire de l'éducation ; elle embrasse tout et finalement n'étreint pas grand-chose. Cette observation ne vaut pas pour le deuxième objectif : la réduction des gaspillages de ressources. Ce domaine peut faire, et fait déjà, l'objet d'analyses rigoureuses. Mais l'expérience politique accumulée ici est sans doute moins abondante.

Comment, et sur quoi, bâtir une théorie des politiques de lutte contre les pollutions, ou, si l'on préfère, des politiques de contrôle des rejets ?

L'analyse économique offre une réponse à cette question. Elle montre que les forces du marché qui régissent pour l'essentiel, et dans nos sociétés, le fonctionnement de ce qu'on a appelé la sphère humaine, ne sont pas capables de traiter convenablement les problèmes de rejets. Ces forces doivent donc être remplacées ou corrigées : tel sera l'objectif des politiques. Cette approche, qui est souvent critiquée sans être toujours comprise, appelle une explication et une justification.

Les activités humaines, ou plus exactement les activités de production et de consommation sont en effet régies pour l'essentiel par un système de marché. C'est la « main invisible » du marché qui coordonne, dans le temps et dans l'espace, (plus ou moins bien, mais finalement plutôt bien que mal) les multiples activités de production, de distribution qui font que chacun trouve chaque matin chez son boulanger le pain qu'il désire acheter. La question de savoir si ce système conduit ou non à un état de choses satisfaisant a fait, et continue de faire, l'objet de nombreuses discussions.

La réponse implique évidemment une définition de ce qu'on entend par « état satisfaisant » et par « système de marché ». Elle est positive si l'on définit l'état satisfaisant comme l'a fait Pareto et si le système de marché présente certaines caractéristiques.

Pareto a proposé un critère de classement des états possibles en disant qu'un état B était préférable à un état A si le changement de A à B améliorait la situation d'au moins une personne et ne détériorait la situation de personne. En comparant deux à deux tous les états possibles, on peut définir un état tel qu'il est impossible d'améliorer la situation de qui que ce soit sans détériorer celle de quelqu'un d'autre. Cet état est dit parétien, ou optimal.

Cette définition, on le voit, ignore complètement, et du reste explicitement, la question de savoir si cet état est « juste », c'est-à-dire si la distribution des revenus qui lui correspond est satisfaisante ou non. Cette question est considérée comme une question très importante, mais distincte. A chaque distribution des revenus correspond un état parétien, engendré par une certaine utilisation (ou allocation) des ressources rares à la disposition de la société. Il faut à la fois viser une distribution optimale des revenus et une allocation « optimale », c'est-à-dire parétienne des ressources. Il faut un gâteau aussi grand que possible et aussi bien partagé que possible.

Une telle distinction entre politique de distribution et politique de production n'est pas à l'abri de toute critique. On peut notamment soutenir qu'elle conduit les économistes à ignorer les problèmes de distribution dont ils se déchargent sur les processus politiques. On peut aussi prétendre que cette distinction est artificielle et que distribution et production sont trop intimement liées pour être séparées.

Mais on peut aussi remarquer qu'il existe de par le monde des pays à distributions des revenus comparables et à niveaux de production bien différents, et noter que cette distinction évite bien des confusions et permet de formuler, au-delà des discours un peu vagues, des propositions précises visant à améliorer l'allocation des ressources. On prendra donc comme critère de jugement, le critère de Pareto, et on cherchera à définir les politiques susceptibles de conduire à l'optimum économique.

Mais pourquoi s'embarrasser de politiques puisque le système de marché conduit automatiquement à cet optimum ? Parce que ce n'est pas n'importe quel système de marché qui conduit à l'optimum, mais, on l'a dit, un système présentant certaines caractéristiques. Si ces caractéristiques ne sont pas présentes, notamment du fait de l'environnement, alors le système de marché ne conduira pas automatiquement à l'optimum. Il devra

être corrigé ou remplacé. Des politiques seront nécessaires. On voit que cette théorie (parfois appelée néo-classique) ne justifie pas le libéralisme, comme on le dit trop souvent, mais au contraire qu'elle fonde l'interventionnisme.

L'une de ces caractéristiques concerne la nature des ressources utilisées et des biens produits. Pour que le système de marché conduise à une situation optimale, il faut (entre autres) que ressources et biens soient possédés et consommés privativement. Il est facile de voir que cette condition n'est pas toujours remplie dans le domaine de l'environnement. L'air que nous respirons n'appartient à personne et celui qui le pollue ne gêne pas que lui-même.

Le concept d'effet externe, ou d'externalité, exprime exactement la même idée. On appelle externalité un effet non transmis par le système des prix. Les actions ou les échanges ordinaires ne concernent que les acteurs ou les partenaires qui en bénéficient — sinon, ils ne s'y engageraient pas. Mais il arrive que certaines actions ou échanges aient des conséquences pour des tiers. L'exemple classique d'une conséquence positive est celui de l'habitant qui repeint les volets de sa maison ; il le fait pour le plaisir qu'il va en tirer. Mais les passants vont aussi profiter des volets embellis ; ils vont bénéficier d'une externalité ou d'une économie externe. L'exemple classique d'une conséquence négative est celui d'une usine qui rejette une fumée polluante ; elle le fait parce que tel est son intérêt ; mais les voisins vont être incommodés par cette fumée ; ils vont souffrir d'une externalité négative, encore appelée déséconomie externe.

L'existence d'externalités ou si l'on préfère, de biens non appropriés et non appropriables, empêche le marché de fonctionner convenablement, et de conduire l'économie à l'optimum. L'abondance des externalités dans le domaine de l'environnement appelle donc des interventions, des correctifs, des contraintes, des mesures. Tel est le principal fondement des politiques de l'environnement.

Bien entendu, la théorie économique, avec la notion d'externalité, ne fournit qu'un principe de base, un point de départ. Aller plus loin, et montrer comment, sur ces bases, on peut construire une théorie de l'intervention des autorités politiques, est, justement, l'objet, ou l'ambition, de cet ouvrage.

Le choix de cette monture, la théorie économique, mérite un essai de justification. La théorie économique est, en effet, mal vue en France. Il est à la mode de la décrier.

Les uns, qui ne la connaissent guère, la rendent responsable de tout ce

qu'ils n'aiment pas dans nos sociétés. Ils assimilent les politiques mises en œuvre aux conclusions tirées de la théorie économique. Comme si nous étions gouvernés par des économistes ! Il faut dénoncer avec vigueur ce genre de confusion. En réalité, les politiques effectives doivent peu, trop peu sans doute, aux enseignements de la théorie économique.

D'autres reprochent à la théorie économique, qui donne au marché un rôle clé, mais non exclusif, de justifier et de légitimer la prédominance absolue du marché, cette « loi de la jungle », et de condamner toute intervention des autorités politiques. On a déjà dit, mais il faut le répéter, que ce reproche est sans fondement. La théorie économique, au contraire, justifie ces interventions. Il n'est pas excessif de dire qu'elle sert surtout à préciser les conditions et les formes des interventions politiques.

D'autres, mieux informés, contestent le rôle moteur que la théorie économique laisse au marché. Ils voudraient voir ce rôle joué par le plan. Car on ne connaît que ces deux mécanismes d'allocation des ressources. Le débat devient délicat et plus sérieux. Tout le monde est d'accord pour dire que le marché laissé à lui-même fonctionne mal et donne des « mauvais » résultats. Les économistes en concluent qu'il faut le réparer et que les politiciens doivent intervenir à cet effet. Les anti-économistes en concluent qu'il faut le jeter à la poubelle et le remplacer par un autre mécanisme, c'est-à-dire le plan. Le planificateur, c'est-à-dire le politicien, prendra les décisions. Il n'aura évidemment pas besoin de théorie pour cela. Les anti-économistes concèdent du reste qu'il ne pourra pas les prendre toutes et qu'il pourra réintroduire une certaine dose de marché.

D'autres, enfin, parmi lesquels on peut compter les écologistes, critiquent la théorie économique parce qu'elle ignore la nature en tant que telle. Il est vrai que la théorie économique est tout à fait anthropocentrique. Elle ne s'intéresse à la nature qu'autant que celle-ci intéresse l'homme. Elle ne distingue pas entre la pollution qui serait le dommage à la nature et la nuisance qui serait le dommage à l'homme entraîné par la pollution. On peut rapprocher les deux points de vue jusqu'à un certain point. Anthropocentrique ne veut pas dire sot ; les dommages à l'homme qu'il s'agit, dans la perspective économique, de prendre en compte ne sont pas nécessairement directs et immédiats ; ils peuvent provenir de rejets qui ont cheminé longuement et lentement ; et l'économiste a besoin de toute la science des écologistes pour identifier les chaînes trophiques ou les équilibres biologiques souvent complexes qui séparent le rejet du dommage. Mais l'économiste se refuse, avec Ronsard, à voir « les nymphes qui vivaient dessous la dure écorce » des arbres qu'on abat et à se poser, avec Lamartine, des questions sur « l'âme des objets inanimés ». Il refuse toute transcendance et ne

s'intéresse pas aux « pollutions » qui ne déboucheraient sur aucune « nuisance ».

Les objections des anti-économistes et des écologistes ne sont donc pas méprisables. On passera outre, cependant, pour deux raisons.

La première est que la théorie économique existe. Elle offre un corps d'idées et d'outils qui permet d'analyser notre monde et qui débouche sur des propositions visant à l'améliorer. Ce savoir mérite au moins d'être connu, même de ceux qui veulent le rejeter. L'idéologie dominante en France est anti-économiste ; l'accusé a droit à la parole.

La seconde est que, dans les sociétés occidentales, la théorie économique est ce qui est susceptible d'être utile. On peut rêver et même promouvoir un système dans lequel le plan aura remplacé le marché, ou dans lequel la « nature » parlera pour elle-même. Mais actuellement, et peut-être pour longtemps encore, nous vivons dans un système de marché, qui appelle des corrections. La théorie économique est ce qui peut le mieux éclairer ces corrections, déboucher sur des propositions concrètes et entraîner des améliorations — marginales seulement, mais améliorations tout de même — de notre bien-être.

Sur quels chemins la théorie économique nous mènera-t-elle ? On cherchera d'abord à mieux connaître les pollutions, d'où elles viennent, et où elles vont, c'est-à-dire ce que l'on pourrait appeler la production de pollution (ch. 2). On verra ensuite les dommages engendrés par les pollutions et les tentatives effectuées pour les évaluer en argent, c'est-à-dire les coûts de la pollution (ch. 3), puis ce qu'il en coûte de prévenir ou de supprimer la pollution (ch. 4). On pourra alors proposer au moins en théorie, des objectifs aux politiques de lutte contre la pollution (ch. 5), et analyser les instruments utilisables pour atteindre ces objectifs (ch. 6). La dimension internationale des problèmes et des politiques mérite un chapitre particulier (ch. 7). Il restera alors à examiner les résultats obtenus par les politiques effectivement conduites (ch. 8) ainsi que les conséquences proprement économiques de ces politiques (ch. 9), avant de conclure (ch. 10).

2. La production de pollution

L'analyse doit d'abord porter sur la pollution elle-même. Il faut d'abord chercher à connaître l'ennemi que l'on veut combattre. C'est ce que l'on fera en essayant de répondre à trois questions : a) qu'est-ce que la pollution ? b) d'où vient la pollution ? c) où va la pollution ?

I — L'identification de la pollution

On peut définir la pollution, et les polluants, comme des résidus de l'activité des hommes qui directement ou indirectement, immédiatement ou à terme, gênent l'homme.

Les polluants sont d'abord des résidus, des rejets. Ce sont des sous-produits sans valeur marchande. Ils sont produits indirectement, involontairement, et souvent inconsciemment. Ils sont la conséquence non désirée d'activités d'extraction, de production ou de consommation qui procurent de l'utilité. C'est parce que ces résidus ne procurent, eux, aucune utilité et qu'ils n'ont, de ce fait, aucune valeur marchande, qu'ils sont rejetés dans l'environnement. Des sous-produits qui acquièrent de l'utilité cessent d'être rejetés et d'être des polluants.

Les polluants, d'autre part, sont des sources de gêne. Non seulement ils ne créent pas d'utilité mais encore ils créent de la désutilité. Les formes et les chemins de cette désutilité sont variés et complexes.

La simplicité de cette définition ne doit pas cacher la grande diversité des types, ou plutôt des typologies, de la pollution. Les deux caractéristiques de cette définition fondent en effet, plusieurs typologies de la pollution.

Les unes s'appuient sur la nature des résidus. Une distinction importante peut et doit être faite entre les polluants temporaires et les polluants durables. Les polluants durables, comme le mercure, le cadmium, les diphényls polychlorés (P.C.B.), le D.D.T., etc.,ne sont pas détruits naturellement ;

ils s'accumulent dans l'environnement. Parfois même, ils se concentrent au fur et à mesure qu'ils progressent dans les chaînes trophiques ; ce n'est pas leur émission qui est dangereuse, c'est leur accumulation. A côté de cette pollution par les stocks, on trouve des pollutions par les flux. En réalité, la plupart des polluants sont de ce type, soit parce qu'ils n'ont d'existence que pendant leur émission, comme dans le cas du bruit, soit parce qu'ils se dégradent, comme dans le cas des matières organiques, et cessent d'être nocifs après un temps plus ou moins long.

D'autres classifications, fondées sur la nature des rejets, ont été proposées. C'est ainsi, par exemple, que Forsund et Strom (1974) distinguent entre résidus énergétiques (chaleur, bruit, vibrations, radiations) et résidus de matière ; ils classent ces derniers en fonction de leur nature chimique, en matières non organiques (métaux comme le mercure ; substances radioactives comme le plutonium ; acides comme le dioxyde de soufre ; autres poisons comme la fluorine ; fertilisants comme les engrais azotés) et matières organiques.

Les autres taxonomies se fondent sur la nature des désutilités. Ternisien (1968) présente les polluants en analysant successivement : les milieux inhalés contaminés, les milieux ingérés contaminés et les milieux acoustiques, ce qui revient à classer les polluants selon qu'ils atteignent l'homme par le nez, la bouche, ou les oreilles. La distinction voisine, mais distincte, et moins rigoureuse, entre pollutions de l'air, de l'eau, et acoustiques, est classique, et a inspiré l'organigramme de plus d'un ministère de l'Environnement.

D'autres distinctions peuvent être proposées à partir d'une réflexion sur les désutilités engendrées par les polluants. Les polluants peuvent, en effet, atteindre l'homme directement, comme dans le cas des bruits ou du dioxyde de soufre, ou indirectement, par la modification des équilibres écologiques fondamentaux, comme dans le cas des fertilisants azotés ou des déchets organiques.

On peut aussi distinguer entre trois types de désutilités, de gravité croissante : les polluants peuvent d'abord nuire à l'agrément de la vie ; ils peuvent ensuite porter atteinte à la santé de l'homme ; ils peuvent troisièmement menacer la survie même de l'espèce.

On peut enfin, esquisser une distinction entre les polluants dont l'action est certaine et ceux dont l'action est aléatoire. Dans la première catégorie, on peut ranger les polluants « classiques » comme le monoxyde de carbone ou les matières organiques ; ces polluants qui sont fréquents, ne sont gênants qu'au-delà de certaines doses. Dans la seconde catégorie, pren-

draient place des produits chimiques toxiques, comme les diphényls polychlorés (P.C.B.) qui sont rares, mais qui sont gênants — même à très faible dose. L'attention et les politiques, qui se sont d'abord portées sur les polluants de la première catégorie, semblent maintenant se porter sur les polluants de la deuxième catégorie.

A combien de polluants s'applique cette diversité des types de pollution ? Le nombre de polluants reconnus et combattus est de l'ordre de la centaine. Le nombre des polluants potentiels est évidemment plus élevé. Tous les polluants, cependant, n'ont pas la même importance pratique. Certains sont moins gênants ou moins rejetés que d'autres. En réalité, les grands polluants, ceux qui sont l'objet essentiel des politiques de l'environnement, sont finalement assez peu nombreux. En se limitant, non sans arbitraire, à dix polluants, on citera les polluants suivants :

a) Le dioxyde de soufre (SO_2) est sans doute le plus important des polluants de l'air. Il provient de l'oxydation du soufre contenu dans les combustibles fossiles. Le charbon et le pétrole contiennent, en effet, dans des proportions variables selon les gisements, (mais qui peuvent atteindre et dépasser 2%) du soufre. C'est donc en millions de tonnes que se mesure la quantité de soufre rejetée chaque année par les chaudières des grands pays industrialisés. Le dioxyde de soufre entraîne chez l'homme des maladies des voies respiratoires et accélère la détérioration des matériaux.
b) Les particules, ou poussières, sont les plus visibles des polluants de l'air. Elles sont de taille et de composition chimique très variables, et proviennent généralement de diverses combustions. Elles attaquent également l'appareil respiratoire, et peuvent être cancérigènes.
c) Le monoxyde de carbone (CO) est un gaz toxique qui provient principalement du gaz d'échappement des véhicules automobiles. Il se combine avec l'hémoglobine du sang, diminue la quantité d'oxygène transportée par le sang et donc la réoxygénation des tissus. Il cause aussi des dommages à la végétation.
d) Les oxydes d'azote (NO_x), qui proviennent également des gaz d'échappement des moteurs à combustion, ainsi que des industries chimiques et sidérurgiques, présentent un double danger. D'une part, ils jouent un rôle encore mal défini mais important, dans les maladies des voies respiratoires. D'autre part, ils peuvent se combiner avec des hydrocarbures (HC) pour former des brouillards photochimiques nocifs à l'homme et à la flore.
e) Le fluor et ses dérivés proviennent des industries métallurgiques (notamment de l'industrie de l'aluminium) et chimiques. Ils sont rejetés à l'état gazeux, attaquent vivement les arbres (ou certaines espèces), se fixent dans l'herbe et se retrouvent dans le lait des vaches qui ont brouté les pâturages contaminés. Bien que le fluor soit nécessaire au fonctionnement des orga-

nismes vivants, il devient, au-delà d'une certaine dose, toxique.
f) Les matières organiques biodégradables sont rejetées dans l'eau par les industries et les ménages. Elles diminuent la qualité de l'eau et notamment sa teneur en oxygène (puisque la biodégradation consomme l'oxygène ; la D.B.O. 5, ou quantité d'oxygène nécessaire pour biodégrader en 5 jours une certaine masse de matières organiques est du reste une mesure de cette masse).
g) Le mercure (O.C.D.E., 1964b) est rejeté dans l'environnement soit comme un sous-produit de diverses activités industrielles (dont la plus importante est la production de chlore et de soude par électrolyse), soit comme fongicide. Le mercure rejeté subit diverses transformations, mais ne se biodégrade pas. Il s'accumule au contraire dans les organismes vivants. Son absorption par l'homme présente un danger grave, et on a constaté des cas très graves et même mortels d'empoisonnement par le mercure dont le plus célèbre s'est produit à Minamata au Japon.
h) Le cadmium, un sous-produit de l'extraction du zinc et de la production d'acier, est utilisé dans un grand nombre de produits industriels. Il est rejeté dans l'atmosphère lors de la fabrication de ces produits. Comme le mercure, le cadmium ne se dégrade pas et finit par se retrouver dans les aliments. Une partie du cadmium ingéré par l'homme reste dans les reins. Au bout d'un certain temps le cadmium accumulé engendre diverses maladies graves. Là encore, le Japon offre l'exemple d'un cas célèbre d'empoisonnement par le cadmium : la maladie dite « itaï-itaï ».
i) Les diphényl polychlorés (P.C.B.) sont un liquide utilisé dans certains appareils électriques et dans certaines machines, qui s'échappe parfois dans l'environnement lors d'accidents ou lorsque des appareils contenant des P.C.B. sont mis au rebut. Les P.C.B., qui ne se dégradent pas non plus, sont aussi la source de maladies graves.
j) Le bruit (Alexandre et Barde, 1973) est une forme de pollution à la fois familière et complexe, dont les effets nocifs sur l'homme ont été souvent analysés.

Cette liste est évidemment discutable et arbitraire. On pourrait y ajouter d'autres polluants, importants, comme le plutonium, le plomb, le chrome, l'amiante, les odeurs, les nitrates, les phosphates, les fluorocarbones, le bioxyde de titane, les hydrocarbones, les radiations ionisantes, les détergents, les solvants, les insecticides et le D.D.T.

Peut-on éliminer ou réduire le caractère arbitraire d'une telle liste ? C'est ce qu'a essayé de faire une étude française, qui propose une « hiérarchisation des agressants » (Société de Planification des Ressources, 1975). Les auteurs de cette importante recherche ont d'abord défini 25 « agressants ». Le concept d'agressant est plus large que le concept de polluant, puisqu'il

inclut, outre les polluants classiques, le béton, les odeurs, la pollution thermique. Ils formulent ensuite des hypothèses sur l'évolution dans le temps de chacun de ces agressants. Ils s'efforcent ensuite, d'évaluer l'impact de ces agressants, au moyen de notes d'impact établies par des experts. C'est la partie la plus délicate de l'étude. Elle introduit une dimension géographique (un certain nombre de zones sont distinguées et l'impact est d'autant plus grave que la zone est plus fragile) et surtout une dimension fonctionnelle (9 fonctions ou types d'impacts sont distingués : baisse de la valeur économique des ressources naturelles et agricoles, absentéisme et baisse de productivité, destruction des équilibres écologiques, perturbations génétiques, etc.)

TABLEAU 2 — HIÉRARCHISATION DES AGRESSANTS, SELON DEUX PHILOSOPHIES. FRANCE, 1970

Philosophie « économiste »	Philosophie « prospectiviste »
1 - Particules	1 - Déchets solides
2 - Insecticides organophosphorés	2 - Particules
3 - NO_x (Oxydes d'azote)	3 - Nitrates
4 - Matières oxydables dans les rivières	4 - Insecticides organophosphorés
5 - Déchets solides	5 - Insecticides organochlorés
6 - Bruit	6 - Phosphates
7 - Nitrates	7 - Matières oxydables dans les rivières
8 - SO_2	8 - SO_2
9 - Matières oxydables dans la mer	9 - Matières oxydables dans la mer
10 - Insecticides organochlorés	10 - Bruit
11 - Phosphates	11 - NO_x
12 - Pollution thermique	12 - Pollution thermique
13 - CO	13 - Plomb
14 - Matières en suspension dans les rivières	14 - Cadmium
15 - Plomb	15 - Chrome
16 - Fluor	16 - Fluor
17 - Hydrocarbures en mer	17 - Mercure
18 - Amiante	18 - Hydrocarbures en mer
19 - Béton	19 - Matières en suspension dans les rivières
20 - Cadmium	20 - Béton
21 - Odeurs	21 - CO
22 - Chrome	22 - Odeurs
23 - Mercure	23 - Arsenic
24 - Arsenic	24 - Radiations ionisantes
25 - Radiations ionisantes	25 - Amiante

Source : S.O.P.R.A. (1975), p. 45.

Le tableau 2 présente le classement des agressants, selon deux philosophies, tel qu'il a été obtenu selon cette méthodologie.

Les auteurs somment ensuite les notes d'impact, selon la dimension géographique, et selon la dimension fonctionnelle. C'est lors de cette dernière sommation qu'est introduite l'idée la plus originale de l'étude. Cette sommation est en effet effectuée à l'aide de quatre systèmes de pondération, qui correspondent (et qui définissent) autant de « systèmes de valeurs ». Les auteurs retiennent ainsi une philosophie économiste, qui privilégie la croissance économique tout en considérant les coûts sociaux, une philosophie « scientiste » qui s'attache aux effets visibles sur l'homme et la nature, ainsi qu'une philosophie « prospectiviste » qui se préoccupe avant tout du long terme, pour les hommes et pour la nature. Ce travail est évidemment discutable, en ce que les auteurs ont souvent, faute de données, été amenés à se contenter d'estimations ou d'approximations assez grossières, mais il a l'avantage théorique de montrer que tout classement des polluants implique un système de valeur, et l'intérêt pratique d'effectivement proposer des hiérarchisations.

II — La génération de la pollution

La pollution, on l'a dit, vient des activités de l'homme. Il convient d'explorer plus en détail cette relation entre production d'utilités économiques et génération de désutilités environnementales. Tout d'abord, on peut se poser la question de savoir pourquoi les pollueurs polluent. La réponse est que tel est leur intérêt. Lorsqu'il n'existe aucun mécanisme amenant les pollueurs potentiels (producteurs et consommateurs) à se soucier de leurs déchets, les pollueurs sont guidés par le souci de minimiser leurs coûts. Ils choisissent donc les produits ou procédés qui minimisent leurs coûts. Le malheur veut que ces produits et procédés soient souvent générateurs de pollution. Il est donc parfaitement exact de dire que la pollution est engendrée par le souci du profit. Le « bon industriel » pollue lorsque polluer abaisse ses prix de revient. On aurait tort de s'en plaindre. L'abaissement des coûts de production est un souci parfaitement légitime, même et surtout du point de vue de la société toute entière. C'est le moteur même du progrès. Il est aussi nécessaire à une société socialiste qu'à une société capitaliste. Dans une société capitaliste, le profit est le mécanisme qui pousse constamment et automatiquement à la réduction des coûts ; dans une société socialiste, ce rôle doit être et est en effet, joué par d'autres mécanismes. Dans les deux types de société existent des mécanismes générateurs de pollution, qui ne peuvent ni ne doivent être abolis, mais qui doivent être combattus. D'autres mécanismes, qui constituent les politiques de lutte

FIG. 2 — FLUX DE MATIÈRES

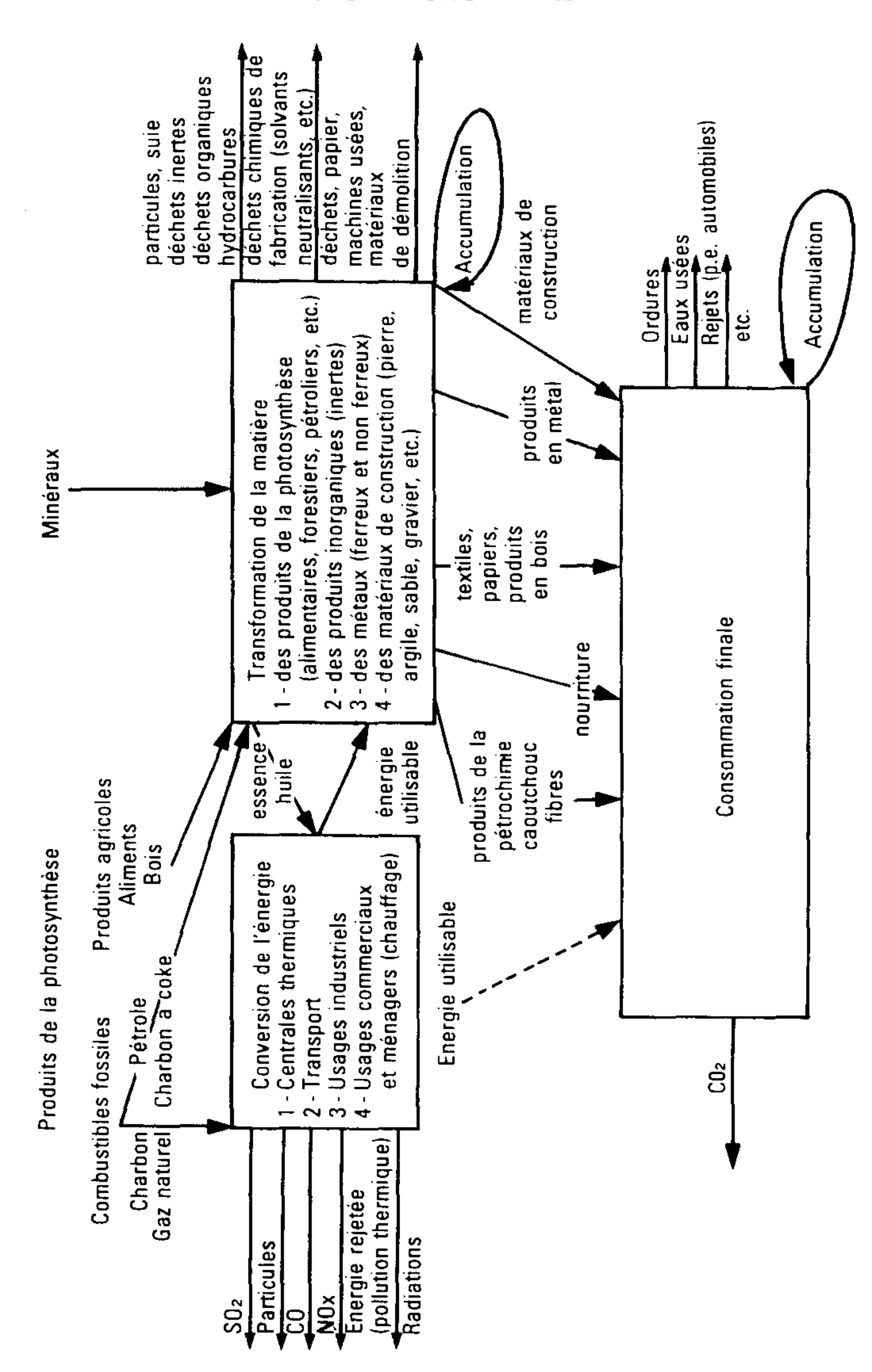
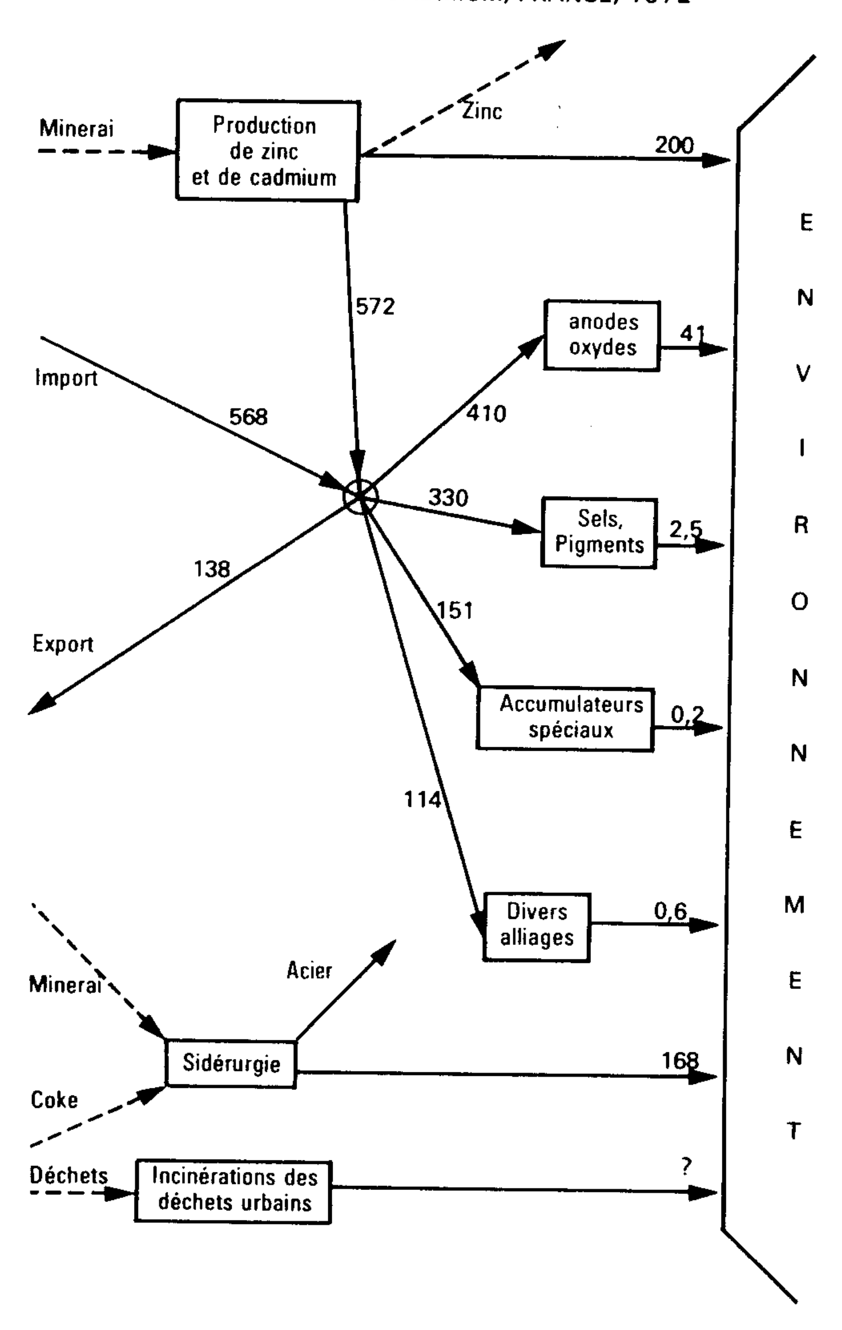


FIG. 3 — FLUX DE CADMIUM, FRANCE, 1972



Source : d'après le ministère de l'Environnement, (1974)

contre la pollution, doivent être mis en place, pour réduire et limiter la quantité de polluants rejetés ou plus exactement, ainsi qu'on le verra, les dommages engendrés par ces polluants.

Si l'on abandonne le domaine des pourquoi pour celui du comment, on peut éclairer la relation entre activités économiques et rejets de polluants au moyen de la notion de flux de matières. L'énergie et la matière prélevées dans l'environnement, sont finalement rejetées dans l'environnement (en masse égale, à l'accumulation sous la forme d'investissements et de biens durables près, en ce qui concerne les matières) sous la forme de déchets susceptibles de créer de la pollution. La fig. 2, empruntée à Kneese et Ayres (1969), représente les plus importants de ces flux.

Ce type d'analyse souligne l'intérêt des bilans-matières qui peuvent être établis pour certains polluants, et qui, en éclairant le chemin suivi par ces polluants, aident à la définition des politiques relatives à ces polluants. La fig. 3 présente, à titre d'exemple, l'esquisse d'un bilan de ce type pour le cadmium. Ce bilan est fragile et incomplet. Mais ces lacunes mêmes sont suggestives : on voit bien que si les rejets dûs à l'utilisation du cadmium sont peu importants, les produits qui contiennent du cadmium seront un jour rejetés à leur tour, et que la politique doit porter sur ces rejets. Les bilans de ce type sont appelés à se multiplier.

L'analyse input-output est bien adaptée à l'étude de la génération de la pollution. C'est du reste Léontief (1970), l'inventeur de ce type d'analyse, qui a proposé de l'élargir de façon à y inclure la pollution. L'analyse input-output décompose, pour chaque secteur, la demande totale (ou production) en demande finale (ou consommation) et en demande intermédiaire, c'est-à-dire en demande par tous les autres secteurs. Elle permet ainsi de prédire les changements entraînés pour chaque secteur par un changement dans un secteur donné ou par un changement dans la demande finale.

Elle est ainsi un instrument indispensable, et du reste, très utilisé, dans l'analyse et la prévision. On peut la compléter afin de prendre en compte la génération de la pollution. Il suffit de considérer les activités de réduction de la pollution comme autant de secteurs (qui consomment eux aussi des ressources) et surtout d'ajouter au tableau d'échanges inter-industriels ainsi défini un tableau qui relie l'activité des secteurs et la pollution qu'ils engendrent, c'est-à-dire qui indique la quantité de chaque polluant produite par chaque secteur. L'intérêt de ces tableaux va bien au-delà de la simple description. Ils permettent de calculer les conséquences, en termes de polluants, des modifications de la demande finale. L'augmentation de la construction de logements, par exemple, va entraîner une augmentation de la production de ciment et d'acier, qui va elle-même entraîner une augmen-

tation de la production de camions ainsi qu'une nouvelle augmentation de la production d'acier. Toutes ces augmentations de production vont entraîner des augmentations des quantités des polluants rejetées. L'analyse input-output élargie permet de passer de l'augmentation de la construction de logements à l'augmentation des rejets de polluants qu'elle entraîne (voir encadré).

Une version moins sophistiquée de ce mode d'analyse consiste à présenter des tableaux montrant, pour chaque polluant, les principales sources. De tels tableaux peuvent être construits pour un pays tout entier, mais aussi, pour une région, une agglomération, un bassin fluvial, etc. A titre d'exemple, le tableau 3 présente la contribution des différentes activités aux différentes pollutions de l'air.

L'analyse input-output élargie

Soit un tableau des échanges inter-industriels classique montrant, en monnaie, les quantités de biens a_{ij} demandées au secteur i par le secteur j, et les quantités f_i demandées au secteur i par les consommateurs finaux ; n est le nombre des secteurs ; t_i la production totale du secteur i ; on a :

$$t_i = \sum_j a_{ij} + f_i$$

On considère les activités de réduction de pollution comme autant de secteurs qui demandent, comme les autres secteurs de production, des ressources. On ajoute à cet effet autant de colonnes qu'il y a de polluants, soit $m-n$ colonnes. La quantité de bien i utilisée pour réduire la pollution du polluant k (qui n'est pas très importante mais pas négligeable) est a_{ik} ; on a alors :

$$t_i = \sum_j a_{ij} + f_i + \sum_k a_{ik}$$

On considère la pollution générée par les activités de production (et de dépollution, car la réduction d'un polluant peut générer un autre polluant), et on ajoute à cet effet $m-n$ lignes. La quantité du polluant l exprimée cette fois en quantités physiques (tonnes), générée par l'activité du secteur j est a_{lj} ; la quantité du polluant l générée par l'activité du secteur k est a_{lk} ; t_l est la quantité totale du polluant l ; on a :

$$t_l = \sum_j a_{lj} + \sum_k a_{lk}$$

Toutes ces informations sont rassemblées dans le tableau suivant.

Les techniques d'utilisation de ce tableau sont classiques. On le transforme en un tableau de coefficients. Les n^2 coefficients α_{ij} représentent la quantité de biens i nécessaire pour chaque unité de biens j ; on fait en sorte que les α_{ii}

(c'est-à-dire les éléments de la diagonale de cette sous-matrice) soient égaux à un ; et on affecte les autres coefficients α_{ij} d'un signe négatif. Les $n(m-n)$ coefficients α_{ik} représentent la quantité de biens i nécessaire pour chaque unité de réduction du polluant k ; ils sont également affectés d'un signe négatif. Les $(m-n)n$ coefficients α_{lj} représentent la quantité de polluants l engendrée par la production d'une unité du bien j ; ils sont positifs. Les $(m-n)^2$ coefficients α_{lk} représentent la quantité de polluants l engendrée par la production d'une unité de réduction du polluant k ; ils sont positifs mais les coefficients α_{kk} de la diagonale de cette sous-matrice sont égaux à -1. Soit A la matrice carrée de m lignes et m colonnes ainsi définie.

Tableau des échanges inter-industriels élargi

outputs / inputs	Secteurs de production 1 2... j... n	Consomm. finale f	Secteurs de dépollution $n+1$ $n+2$... k... m	Production totale t
Secteurs de production				
1				
2				
i	a_{ij}	f_i	a_{ik}	t_i
n				
Polluants				
$n+1$				
$n+2$				
l	a_{lj}		a_{lk}	t_l
m				

Dans une économie qui comprendrait 3 secteurs ($n=3$) et 2 polluants ($m-n=2$), A aurait la forme représentée sur la fig. ci-après. Soit T le vecteur de la production totale qui se compose de n biens et de $m-n$ polluants. Soit F le vecteur de la demande finale, qui se compose des mêmes n biens et $m-n$ polluants. On montre que :

$$A \times T = F \qquad (1)$$

$$\begin{bmatrix} 1 & -\alpha_{12} & -\alpha_{13} & -\alpha_{14} & -\alpha_{15} \\ -\alpha_{21} & 1 & -\alpha_{23} & -\alpha_{24} & -\alpha_{25} \end{bmatrix} \quad \begin{bmatrix} t_1 \\ t_2 \end{bmatrix} \quad \begin{bmatrix} f_1 \\ f_2 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} -\alpha_{31} & -\alpha_{32} & 1 & -\alpha_{34} & -\alpha_{35} \\ +\alpha_{41} & +\alpha_{42} & +\alpha_{43} & -1 & +\alpha_{45} \\ +\alpha_{51} & +\alpha_{52} & +\alpha_{53} & +\alpha_{54} & -1 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} t_3 \\ t_4 \\ t_5 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} f_3 \\ f_4 \\ f_5 \end{bmatrix}$$

$$A \times T = F$$

Considérons, par exemple, le produit x_1 de la première ligne de A par les éléments correspondants de T. On a : $x_1 = t_1 - \alpha_{12}t_2 - \alpha_{13}t_3 - \alpha_{14}t_4 - \alpha_{15}t_5$. Mais $\alpha_{12}t_2$ n'est rien d'autre que la quantité du bien *1* nécessaire à la production du bien *2* ; de la même façon, $\alpha_{15}t_5$ est la quantité du bien *1* nécessaire à la dépollution du polluant *5* ; la somme des termes négatifs est ainsi le total des consommations intermédiaires du bien *1*. Lorsque ce total est soustrait de la production du bien *1*, on a ce qui reste pour la demande finale. En d'autres termes, x_1 n'est rien d'autre que f_1.

On peut aussi considérer le produit x_5 des éléments de la dernière ligne de A par les éléments correspondants de T, soit :

$$x_5 = \alpha_{51}t_1 + \alpha_{52}t_2 + \alpha_{53}t_3 + \alpha_{54}t_4 - t_5$$

$_{51}t_1$ est évidemment la quantité de polluant *5* générée par la production du bien *1* ; la somme des termes positifs est donc le total des quantités de polluants *5* émises par la production des biens *1,2,3* et par la réduction du polluant *4* ; si l'on retranche de ce total t_5, c'est-à-dire la quantité de polluant *5* éliminée, on a la quantité finale du polluant *5* émise. En d'autres termes, $x_5 = f_5$

De (1), on tire : $T = A^{-1} \times F$

En inversant la matrice A, et en prémultipliant la demande finale F par cette matrice inversée, on peut calculer T, c'est-à-dire la production totale et la pollution résiduelle. Des modèles de ce type ou des modèles qui s'en inspirent, ont effectivement été utilisés dans plusieurs pays et notamment aux États-Unis, au Japon, en Norvège, au Canada. Un tel modèle est en cours d'élaboration en France.

Les tableaux de ce type montrent bien que la question : quel est le secteur qui pollue le plus ? n'a pas de sens, sinon pour un polluant donné. Le tableau 3 par exemple, suggère que les sources mobiles, c'est-à-dire les automobiles, sont responsables de près de 80 % de la pollution de l'air en CO, et de moins de 2 % de la pollution de l'air en SO_2. En omettant de préciser de quel polluant on parle, on peut faire apparaître l'automobile comme la source principale ou au contraire comme une source négligeable de « pollution de l'air ».

TABLEAU 3 — POLLUTION DE L'AIR, PAR POLLUANT ET PAR SOURCE, FRANCE, 1970 (en 1 000 tonnes)

Source \ Polluant	CO	SO_2	NO_x	Particules	Hydrocarbones	Fluor	Cadmium	Plomb
Industrie	874	2 126	769	1 295	483	22,4	0,214	0,3
Services et chauffage domestique	302	925	95	150	53	-	-	-
Transports	4 900	25	484	115	381	-	-	9,8
Incinération des déchets	50	10	7	75	3	-	-	0,3
Total	6 126	3 086	1 355	1 635	920	22,4	0,214	10,4

Source : Theyss (1977), p. 19

La présentation précédente, qui est statique, doit être complétée, ou plutôt corrigée, par une présentation dynamique. Les analyses et les projections dont nous avons parlé reposent en effet sur l'hypothèse de la constance des coefficients de production et de pollution. En réalité, cette hypothèse de constance n'est pas vérifiée, notamment en ce qui concerne la génération de la pollution. Croire que la génération de pollution est nécessairement une fonction linéraire de la production de biens est une erreur — assez souvent commise, notamment par les auteurs du célèbre rapport Meadows. Il est, au contraire, important de comprendre que les coefficients de pollution changent du fait du progrès technique, et peuvent être changés par les politiques de l'environnement. Le premier point a été démontré d'une façon brillante et convaincante par Commoner (1971) sur le cas des États-Unis. Aucune étude semblable n'a été faite pour la France, mais il y a tout lieu de croire qu'elle donnerait des résultats identiques.

Soit Q la quantité de polluants associée à une production Y de biens ou de services consommés par une population P. Q_1, Y_1 et P_1 se rapportent à une période t_1 ; Q_2, Y_2 et P_2 à une période t_2. *On a :*

$$Q = P \times \frac{Y}{P} \times \frac{Q}{Y}$$

Posons $\frac{Y}{P} = B$ *et* $\frac{Q}{Y} = T.$

B, qui n'est rien d'autre que la consommation par tête, est un indicateur de bien-être. *T*, qui est la quantité de polluant par unité produite, est un coefficient technologique de pollution. Il vient :

$$Q = P \times B \times T$$
$$Q_2 = P_2 \times B_2 \times T_2$$
$$Q_1 = P_1 \times B_1 \times T_1$$
$$\frac{Q_2}{Q_1} = \frac{P_2}{P_1} \times \frac{B_2}{B_1} \times \frac{T^2}{T_1}$$

Les variations des quantités de pollution peuvent donc s'exprimer simplement à partir de variations de population, variations de bien-être et de variations de coefficients technologiques de pollution. Barry Commoner a réussi à décomposer, pour la période qui va de la fin de la guerre à 1967 ou 1968, et pour plusieurs polluants, l'augmentation de pollution entre ces divers facteurs. Les résultats de ses calculs apparaissent au tableau 4. Ils montrent que le rôle de la technologie a été déterminant, au cours des deux décennies qui ont suivi la guerre, dans l'augmentation de la pollution.

TABLEAU 4 — CAUSES DES AUGMENTATIONS DE LA POLLUTION, ÉTATS-UNIS, PÉRIODES VARIÉES (en %)

Causes d'augmentation / Polluants		Population	Production par tête	Technologie
Pesticides	(1950-67)	20	3	77
Tétraéthyle de plomb	(1947-67)	20	42	38
Bouteilles de bière	(1950-67)	15	2	83
NO_x	(1946-67)	18	33	49
Engrais azotés	(1949-68)	16	4	80
Détergents à base de phosphates	(1946-68)	14	0	86

Source : Commoner (1970)

Les coefficients de pollution ont considérablement augmenté. On sait maintenant qu'ils peuvent également — lorsque les politiques adéquates sont mises en places — considérablement diminuer. Les exemples sont nombreux de nouveaux processus de production qui, pour une production donnée de biens et de services, rejettent moins, et même souvent beaucoup moins de déchets que les processus antérieurs. La pollution émise par les automobiles, par exemple, a été pratiquement divisée par 10 en moins de dix ans, ainsi que le montre le tableau 5.

TABLEAU 5 — REJETS DE POLLUANTS PAR LES AUTOMOBILES[a], ÉTATS-UNIS, 1970-77 (grammes par miles)

		1970	1977
Hydrocarbures	*(HC)*	3,9	0,41
Monoxyde de carbone	*(CO)*	33,3	3,4
Oxydes d'azote	*(NO_x)*	5,0	2,0[b]

Source : Kneese (1977), p. 206

Notes a Ces rejets sont ceux des automobiles neuves, pas ceux des automobiles moyennes ;
b Les fabricants américains étudient la possibilité de réduire les rejets de NO_x à 0,4 g/m ; les fabricants japonais produisent déjà des véhicules rejetant 0,4 g/m ou moins.

Dans certains cas, le coefficient de pollution a même été réduit à zéro. C'est ainsi que le Japon a purement et simplement interdit les P.C.B. Les P.C.B., qui apparaissent comme un sous-produit de divers secteurs industriels, et notamment du secteur des industries électriques, ont été complètement éliminés. L'expérience des années récentes souligne avec force la diversité des processus de production possibles. La pollution est bien générée par les activités de production, mais elle l'est d'une façon qui peut être modifiée. Cette leçon de l'expérience limite, sans le supprimer, l'intérêt des analyses input-output, mais elle est extrêmement encourageante du point de vue de la possibilité de lutter contre la pollution.

III — La diffusion de la pollution

Le calcul des quantités de polluants rejetées dans l'environnement n'est qu'un premier pas dans l'analyse de la pollution. Ce qui définit le polluant, on l'a dit, c'est le dommage qu'il est susceptible de causer. Le dommage dépend de la nature du polluant, bien sûr, mais aussi de sa concentration dans l'environnement. La concentration d'un polluant dans un milieu comme l'air ou l'eau n'est rien d'autre que la quantité de polluant dans une

unité de milieu ; c'est un rapport de volumes, ou dans certains cas, de masses. La concentration se mesure généralement en parts par millions (p.p.m.). Il ne suffit pas de connaître les quantités de pollution rejetées dans l'environnement ; il faut donc savoir à quelles concentrations de polluants dans l'environnement elles vont donner lieu.

Le passage des quantités aux concentrations introduit immédiatement dans l'analyse l'espace et le temps. L'espace tout d'abord. Le premier point à souligner à propos de la localisation de la pollution est que les rejets de polluants sont spatialisés. Il faut une carte, et non seulement un chiffre, pour caractériser convenablement l'émission d'un polluant donné dans l'environnement. On objectera que la production de biens est elle aussi spatialisée, et que l'on peut dresser des cartes similaires pour la production d'acier ou de chaussures. Il faut bien voir pourtant que la spatialisation des biens économiques est beaucoup moins importante que la spatialisation des rejets polluants. La raison en est que les biens économiques peuvent être transportés, à un coût très faible relativement au coût de production, alors que les rejets polluants ne peuvent pas être transportés, ou ne peuvent l'être qu'à un coût très élevé. L'opération intellectuelle qui consiste à additionner les tonnes d'acier ou les paires de chaussures produites en France, est beaucoup plus fondée que celle qui consiste à additionner les tonnes de CO ou de mercure rejetées en France. La sommation de ces productions rend bien compte de leur utilité ; la sommation de ces pollution rend mal compte de leur désutilité. On peut parfaitement prétendre que 10 tonnes d'un polluant rejetées en un seul lieu sont beaucoup plus nuisantes que 15 tonnes rejetées en 15 lieux. L'analyse et les politiques de l'environnement doivent donc prendre en compte la localisation des sources d'émission.

Le deuxième point à souligner est que la pollution, ou du moins certains polluants, se dispersent et se diluent dans le milieu où ils sont rejetés, selon des lois plus ou moins complexes, et pas toujours très bien connues. Dans l'eau, le facteur crucial est évidemment le rapport du volume de l'effluent au volume du récepteur, qui définit les concentrations. Une quantité donnée de polluant déversée dans un grand lac donnera lieu à une certaine concentration de polluant dans l'eau du lac ; la même quantité de polluant déversée dans un petit lac donnera lieu à une concentration beaucoup plus élevée. De la même façon un flux constant d'effluent polluant déversé dans une rivière à débit variable (et toutes les rivières ont naturellement un débit variable) donnera lieu à des concentrations variables. La dispersion des polluants dans l'air obéit à des lois plus complexes qui font intervenir notamment la direction et la force des vents, la hauteur à laquelle les gaz polluants sont rejetés, la température des gaz polluants et celle de l'air ambiant.

On dispose de modèles qui permettent de calculer la concentration en un point quelconque de l'espace d'un polluant émis en un autre point (ou en un ensemble d'autres points) de l'espace, en fonction des caractéristiques météorologiques.

Un exemple particulièrement frappant de l'importance des conditions atmosphériques est fourni par le phénomène des inversions de température. Il arrive parfois que la température, au lieu de décroître avec l'altitude, comme sur la droite *AB* de la fig. 4 et comme cela se produit la plupart du temps, augmente en fonction de l'altitude, jusqu'à une altitude *a* pour diminuer ensuite, ainsi que le représente la courbe *ACB* de la fig. 4.

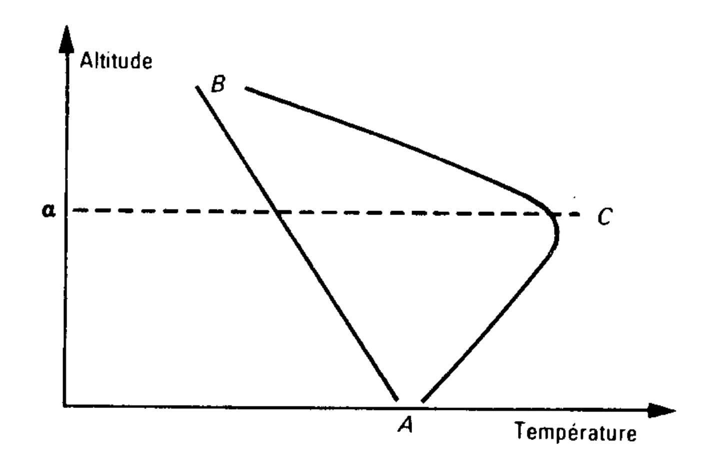


FIG. 4 — INVERSIONS DE TEMPÉRATURE

L'altitude *a* constitue alors une sorte de barrière invisible, au-delà de laquelle l'air ne peut plus monter. Si cette inversion de température se produit au-dessus d'une ville ou d'un ensemble de sources de pollution situés au fond d'une cuvette, les polluants émis ne peuvent pas se disperser ; ils retombent en quelque sorte sur place et les concentrations de polluants deviennent rapidement très élevées. Les cas tragiques de pollution de l'air sont généralement associés à des inversions de température.

D'une façon générale, les polluants se dispersent selon des lois de type gravitaire, c'est-à-dire que, toutes choses égales par ailleurs, la concentration en un point varie comme une puissance de la distance de ce point à la source d'émission, comme l'illustre la fig. 5.

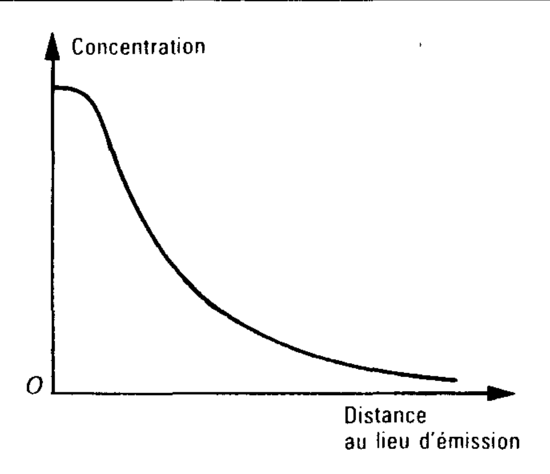


FIG. 5 – CONCENTRATION DES POLLUANTS DE L'AIR EN FONCTION DE LA DISTANCE AU LIEU D'ÉMISSION

Il arrive cependant que certains polluants soient transportés sur de très longues distances. C'est notamment le cas du dioxyde de soufre. On a même pu établir des tableaux retraçant les « échanges internationaux » de SO_2. Le tableau 6 présente une telle matrice pour 1974. On voit qu'une partie importante de la pollution reçue par certains pays est émise dans d'autres pays. Cette pollution « importée » est particulièrement gênante dans certains pays et notamment en Scandinavie, où l'eau des lacs est très sensible à ce type de pollution.

Le temps est aussi une dimension inhérente aux notions de diffusion et de concentration. Tout d'abord et pour les polluants qui ne s'accumulent pas, ce n'est pas tant la quantité émise pendant toute une période qui compte (surtout si la période est aussi longue que l'année), c'est la quantité émise à chaque instant de la période ; on exprimera la même idée en disant que les périodes à utiliser pour l'analyse de la pollution doivent souvent être très brèves — de l'ordre de la minute ou de l'heure. Il suffit pour s'en convaincre de penser au bruit. La notion de quantité de bruit émise en un point durant une année n'a aucune signification.

Ensuite, un certain nombre de polluants non accumulatifs ont la propriété, non seulement de se déplacer dans l'espace, mais aussi et simultanément, de se transformer dans le temps. La plupart des polluants organiques se dégradent naturellement. Ils le font généralement sous l'action de bactéries, c'est-à-dire d'êtres vivants, et sont de ce fait qualifiés de biodégradables. C'est ce processus de biodégradation ou de purification naturelles qui est visé par la notion de « capacité assimilatrice » de l'environnement.

L'environnement a en effet dans certains cas, la capacité d'assimiler, d'éliminer la pollution. La concentration en pollution en un point va donc diminuer en fonction du temps.

TABLEAU 6 – IMPORTATIONS ET EXPORTATIONS DE SO_2, PAYS CHOISIS, 1974 (en milliers de tonnes)

A \ De	Autriche	Belgique	Danemark	Allemagne	Finlande	France	Pays-Bas	Norvège	Suède	Suisse	Royaume-Uni	Autres[a]	Total (reçu)
Autriche	**60**	6	0	40	0	20	2	0	0	5	20	147	300
Belgique	0	**100**	0	20	0	30	5	0	0	0	30	15	200
Danemark	0	1	**60**	6	0	3	1	0	2	0	10	17	100
Allemagne	8	60	7	**700**	0	100	40	0	2	7	100	226	1 250
Finlande	0	2	8	10	**100**	4	2	2	30	0	10	232	400
France	2	40	1	50	0	**600**	10	0	0	6	100	191	1 000
Pays-Bas	0	10	1	10	0	10	**60**	0	0	0	0	59	150
Norvège	0	4	8	10	1	9	4	**30**	9	0	60	115	250
Suède	0	7	30	30	10	10	6	6	**100**	0	40	261	500
Suisse	1	2	0	7	0	20	1	0	0	**30**	10	29	100
Royaume-Uni	0	8	2	10	0	30	4	0	0	0	**800**	146	1 000
Autres[a, b]	150	259	187	1 071	163	780	255	53	272	29	1 703	—	—
Total (émis)	221	499	312	1 964	274	1 616	391	91	415	76	2 883	—	—

Source : O.C.D.E.
Notes : [a] Y compris la Tchécoslovaquie, la République Démocratique Allemande, la Pologne.
[b] Y compris les mers.

Ce phénomène a été très étudié dans un cas, qui est un cas très important en pratique : la dégradation des déchets organiques dans l'eau. Lorsque l'on rejette ces déchets dans de l'eau pure, des bactéries les mangent et les transforment en nitrates et en phosphates (qui servent à nourrir les plantes aquatiques) ainsi qu'en carbone. Cette transformation consomme de l'oxygène, et tend à diminuer les quantités d'oxygène dissous dans l'eau. Dans le même temps, le contact de l'eau et de l'air tend à augmenter la quantité d'oxygène dissous et à le ramener au niveau initial de saturation. Dans une première phase, la quantité de déchets à dégrader est grande, la demande d'oxygène est grande, la quantité d'oxygène dissous décroît, cependant que la quantité de déchets diminue. Dans une deuxième phase, la quantité de déchets est moins grande, la consommation d'oxygène est moins forte que

l'apport d'oxygène, et la quantité d'oxygène dissous augmente cependant que la quantité de déchets à dégrader continue à diminuer. Le processus s'arrête lorsqu'il n'y a plus de déchets et que le niveau d'oxygène dissous est de nouveau au niveau de saturation.

La fig. 6 ci-après schématise ce processus.

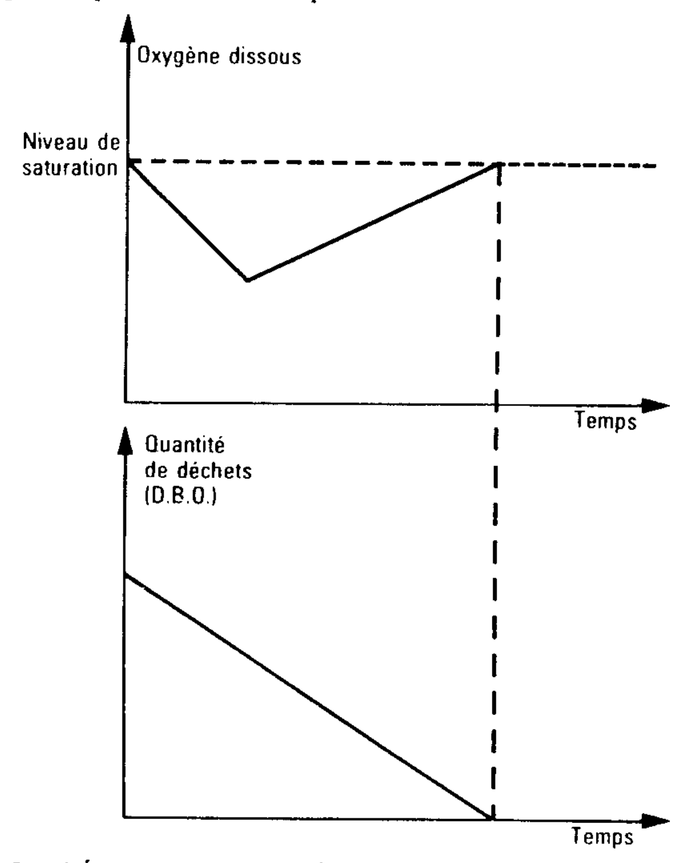


FIG. 6 — DÉGRADATION DES DÉCHETS ORGANIQUES DANS L'EAU

On voit que la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation en une période de temps donnée, d'une certaine quantité de déchets organiques est un indicateur de la « pollution » contenue dans cette quantité de déchets. Cet indicateur permet de comparer ou d'additionner la « pollution » relative à des déchets organiques différents. C'est pourquoi la quantité de déchets organiques est souvent mesurée en D.B.O.5 (Demande Biologique en Oxygène), c'est-à-dire la quantité d'oxygène nécessaire pour les dégrader en 5 jours. Plus la teneur d'une eau en D.B.O.5 est élevée, plus la quantité à dégrader est élevée et plus la rivière est polluée. La teneur de l'eau en oxygène dissous peut aussi être utilisée comme indicateur de la qualité de l'eau : plus cette teneur est basse et plus l'eau est polluée.

La capacité assimilatrice de l'eau, cependant, a une limite. Si la quantité de déchets à dégrader est trop considérable, la teneur de l'eau en oxygène dissous va descendre en dessous d'un certain seuil, à partir duquel le pro-

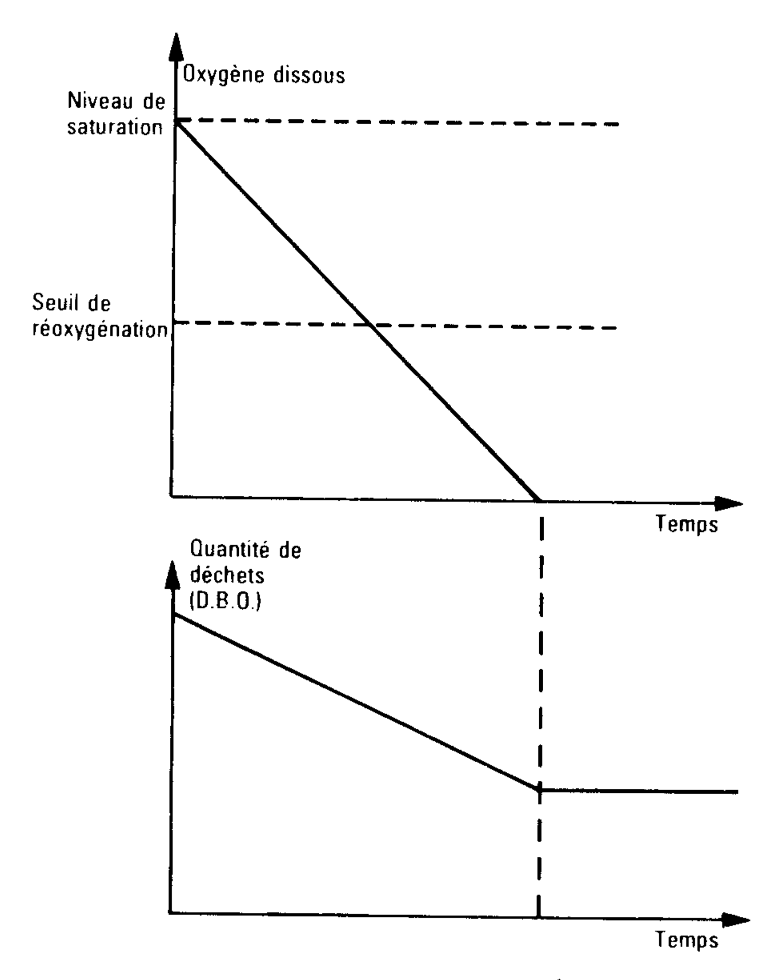


FIG. 7 — BLOCAGE DU PROCESSUS DE DÉGRADATION DES DÉCHETS ORGANIQUES

cessus de réoxygénation naturelle de l'eau (par le contact de l'eau et de l'air) se bloque.

La quantité d'oxygène dissous décroît constamment, jusqu'au niveau zéro. A ce stade, les bactéries, qui ont besoin d'oxygène, disparaissent et les déchets cessent de se dégrader. C'est ce que représente la fig. 7

Ce processus éclaire au passage trois phénomènes qui ne sont pas sans importance pratique.

Le premier concerne la température de l'eau. Elle détermine le niveau de saturation en oxygène dissous, qui est d'autant plus bas que la température est élevée. Les rejets de chaleur dans les rivières (la pollution thermique) vont donc réduire la capacité assimilatrice des rivières.

Le second a trait à la pollution par les phosphates et par les nitrates, et plus généralement par les engrais agricoles. Ces composés ont pour effet de favoriser la croissance des plantes aquatiques. Cette croissance consomme l'oygène dissous de l'eau, qui n'est plus disponible pour dégrader les déchets organiques. Nitrates et phosphates polluent en quelque sorte indirectement, en réduisant la capacité assimilatrice de l'eau.

Le troisième se rapporte aux rejets d'huile et de pétrole. Ces rejets ont souvent pour effet de former une mince couche à la surface de l'eau. Cette pellicule réduit le contact entre l'air et l'eau et freine ainsi la réoxygénation, donc le pouvoir épurateur de l'eau.

Ce processus de dégradation se prête bien à la formalisation et un certain nombre de modèles qui le représentent ont été construits ; ces modèles sont effectivement utilisés dans l'analyse de la pollution des rivières. La variable temps peut être remplacée par une variable lieu, puisque la vitesse de la rivière associe d'une façon simple le temps écoulé depuis le moment du rejet à la distance du lieu du rejet. On calcule ainsi en chaque point d'une rivière la D.B.O. ou la quantité d'oxygène dissous qui résulte de déversements en un ou plusieurs points de cette rivière.

La dégradation est l'un des plus importants processus de transformation des déchets polluants, mais ce n'est pas le seul. Certains processus mettent d'ailleurs en jeu plusieurs polluants. C'est ainsi par exemple que les oxydes d'azote (NO_x) peuvent se combiner, ainsi qu'on l'a noté plus haut, avec des des hydrocarbures (qui seraient, en tant que tels, sans danger) pour produire, dans certaines conditions et notamment sous l'action du soleil, le smog photochimique caractéristique de Los Angeles, mais aussi de Rotterdam, de Tokyo, de Sydney, et qui semble apparaître dans la région parisienne. Les oxydants qui sont les principaux composants de ces brouillards sont polluants. La connaissance de tous ces mécanismes de diffusion de la

pollution est évidemment nécessaire à l'analyse du phénomène et à la formulation des politiques.

Le cas des polluants non biodégradables, ce qui est généralement le cas des polluants non organiques, est évidemment différent. Ces polluants, comme le mercure, le cadmium, les P.C.B., sont stables et ne sont pas naturellement dégradés. Ils ne peuvent donc que s'accumuler dans l'environnement. Leur concentration a alors toutes les caractéristiques d'un stock. Elle n'est pas une fonction du flux de polluant émis au même moment ou à une période antérieure, mais une fonction de la somme des flux émis depuis l'origine des temps, ou plus simplement, depuis qu'il y a un flux polluant. Théoriquement, le niveau de concentration ne peut pas diminuer ; il peut seulement se stabiliser si le flux de polluant qui l'alimente s'arrête.

En fait, ce niveau peut augmenter, même si le flux de polluant cesse. La raison en est que les polluants non biodégradables sont absorbés par certaines plantes, qui sont consommées par des êtres vivants qui sont eux-mêmes mangés par d'autres êtres vivants. A chaque échelon de cette chaîne trophique, la concentration du polluant dans les tissus augmente. C'est de cette façon que des émissions de polluants apparemment négligeables, finissent par devenir dangereuses.

Tels sont, sommairement décrits, les mécanismes économico-écologiques qui conduisent de la production de biens et de services à la présence de polluants dans notre environnement, en concentrations variables dans le temps et dans l'espace.

3. Les coûts de la pollution

On a défini la pollution par le dommage qu'elle crée. Il y a donc, par définition, une relation entre pollution et dommage. C'est cette relation, en réalité fort complexe, qu'il convient d'explorer, et de chercher à préciser. On le fera en s'interrogeant d'abord sur les dommages causés par la pollution à l'environnement. On cherchera ensuite à voir si et comment ces fonctions non monétaires peuvent être transformées en fonctions monétaires, c'est-à-dire en coûts. Les économistes disposent en effet d'un ensemble de techniques — plus ou moins discutables — utilisées pour évaluer en francs les coûts des dommages créés par la pollution, c'est-à-dire les coûts de la pollution. On cherchera enfin à dire quel est, dans nos sociétés, l'ordre de grandeur des coûts auquel ont conduit ces calculs.

I — Les dommages de la pollution et leur prise en compte

Il convient tout d'abord de reprendre et de compléter l'analyse des dommages esquissée à propos de la définition de la pollution. On peut distinguer entre les dommages aux personnes et les dommages aux biens.

Les dommages aux personnes concernent : le bien-être, la santé et la survie de l'espèce.

Certaines pollutions ou certaines doses de pollution menacent ou atteignent ce que l'on peut appeler notre bien-être. C'est le cas de la laideur, de la puanteur et du bruit. La pollution de l'air par les poussières, qui diminue la visibilité et l'ensoleillement, et la construction d'édifices qui réduisent l'ensoleillement, ont aussi pour effet d'affecter notre bien-être. L'analyse de ces pertes d'aménités est délicate, et, en dépit de son importance réelle, assez peu avancée (sauf en ce qui concerne le bruit).

La pollution, d'autre part, nuit à la santé. Elle engendre notamment des affections des voies respiratoires (bronchites chroniques et asthmatiques, asthme bronchique, emphysèmes pulmonaires), des maladies gastro-

intestinales (typhoïde, dysenterie, etc.), des atteintes du système nerveux (maladie de Minamata), et des cancers.

La gravité des maladies ainsi engendrées par la pollution est variable. Elle peut aller jusqu'à la mort. Un certain nombre d'épisodes tragiques sont restés célèbres : la pollution par le SO_2 et les particules à Donora, Pensylvanie en 1948 (plusieurs centaines de décès) et à Londres en 1953 (4 000 décès), la pollution par le mercure à Minamata en 1957 (plusieurs centaines de décès), la pollution par le cadmium dans la vallée de Jintzu en 1959 (plusieurs dizaines de décès), etc. Ces affaires spectaculaires ne doivent pas être l'arbre qui cache la forêt. L'essentiel est que la pollution rend malade et tue d'une façon régulière, bien que mal connue. Elle est une cause de surmorbidité et de surmortalité.

Bien entendu, la frontière entre atteinte au bien-être et atteinte à la santé est difficile à tracer. Au-delà d'un certain point, les pertes de bien-être engendrent des dommages à la santé. La chose est avérée en ce qui concerne le bruit : un petit bruit est une gêne, un grand bruit est une cause de maladie.

On citera pour mémoire les dommages incalculables que créeraient la disparition ou la transformation de l'espèce humaine. On peut craindre en effet que certains polluants soient susceptibles d'entraîner des mutations génétiques dont les conséquences seraient évidemment catastrophiques. Les bouleversements entraînés par une augmentation de la teneur de l'atmosphère en dioxyde de carbone (gaz carbonique), qui entraînerait une augmentation de la température du globe, qui entraînerait la fonte des calottes glacières, qui entraînerait l'élévation du niveau des mers, qui entraînerait l'inondation des régions dont l'altitude est inférieure à 5 ou 6 mètres, ces bouleversements entraîneraient aussi des dommages du même type.

La pollution peut également causer des dommages aux biens. Elle peut d'abord diminuer l'utilité de l'environnement en tant que facteur de production et augmenter sa désutilité en tant que facteur de destruction. L'air pur et l'eau propre sont en effet des facteurs de production. Un air pollué peut être un obstacle à la production de certains produits de grande précision, dans des secteurs comme l'optique ou l'électronique. La firme allemande Grunding (appareils radios, etc.) passe pour avoir renoncé à créer une usine en Sarre parce que l'air y était trop pollué.

L'eau est utilisée comme réfrigérant mais aussi comme matière première par un grand nombre d'industries ; certaines d'entre elles sont parfois amenées, lorsque l'eau disponible est polluée, à la purifier afin de pouvoir s'en

servir. L'environnement aussi est, si l'on peut dire, un facteur de production indirect, notamment en ce qui concerne les productions primaires : agriculture, pêche, conchyliculture, sylviculture. La pollution peut réduire dans des proportions importantes la production de ces secteurs.

La pollution peut encore accélérer, dans des proportions importantes, le rôle naturellement destructeur de l'environnement. L'exemple le plus classique de ce dommage est l'accélération de la corrosion. Une étude a montré que des structures métalliques qui devaient être repeintes tous les 12 ans en zone rurale devaient, du fait de la pollution par le SO_2, être repeintes tous les 8 ans en zone urbaine moyennement polluée (cité par Mahler, 1976, p. 71).

Il ne suffit pas d'établir un lien de cause à effet entre pollution et dommage : il faut préciser la forme de ce lien. L'analyse portera surtout sur les dommages à la santé qui sont sans doute les plus importants, les plus complexes et aussi les plus étudiés. Notons d'abord que la relation entre la pollution et le dommage *(P* et *D)* est généralement une fonction :

$$D = f(P) \qquad (1)$$

c'est-à-dire qu'à chaque niveau de pollution correspond un niveau de dommage. La notion de niveau de pollution « acceptable » ou « inacceptable », « bon » ou « mauvais » est une notion dangereuse ; en réalité, un niveau est plus ou moins mauvais. Sur la forme de la fonction, on peut formuler trois généralités — qui donc ne sont pas exactes dans tous les cas.

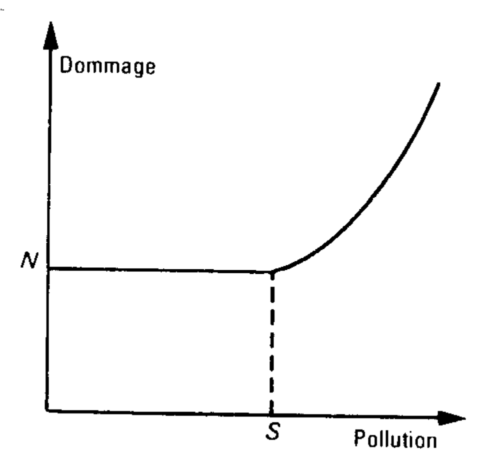


FIG. 8 — FONCTION DE DOMMAGE

Tout d'abord, il existe généralement un niveau *N* de dommage « normal » : en l'absence de toute pollution, on enregistre des cas d'emphysèmes pulmonaires.

D'autre part, l'effet de la pollution ne se fait en général sentir qu'au-delà d'un certain seuil *S* de pollution, qui peut du reste être situé très bas. C'est ce seuil qui est parfois considéré comme une « norme » en dessous de laquelle la pollution serait acceptable et au-dessus de laquelle elle serait inacceptable.

Enfin, au-delà de *S*, la fonction est généralement de type exponentiel, non linéaire. Dans beaucoup de cas, les dommages augmentent plus vite que la pollution. Pour aller plus loin dans l'analyse des fonctions de dommage, il faut résoudre trois difficultés.

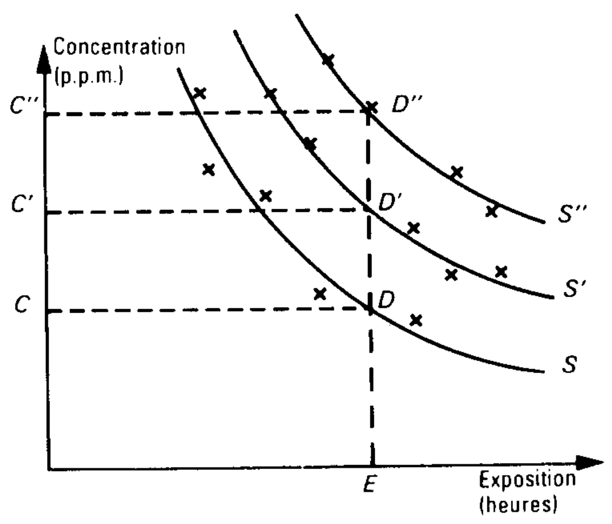


FIG. 9 — EFFETS DES OXYDES D'AZOTE ENREGISTRÉS POUR DIFFÉRENTES CONCENTRATIONS ET DURÉES D'EXPOSITION.

La première provient du caractère multidimensionnel de la variable causale. Il est facile de parler de la pollution *P* ; il est plus difficile de définir *P* avec rigueur. La cause du dommage n'est pas tant la pollution que l'exposition à la pollution. *P* doit donc refléter à la fois la concentration du polluant et la durée pendant laquelle l'homme ou le matériau a été exposé au polluant. Respirer pendant un mois un air qui contient 0,6 p.p.m. de SO_2 n'est évidemment pas la même chose que respirer pendant 6 mois un air contenant 0,6 p.p.m. de SO_2 mais ce n'est pas non plus la même chose que

respirer pendant six mois un air contenant 0,1 p.p.m. de SO_2. La fig. 9 établie pour le NO_2 illustre cette remarque ; chacun des points correspond à un effet sur la santé (d'animaux ou d'hommes) enregistré pour la concentration et la durée d'exposition indiquées.

Un tel schéma n'éclaire guère, du reste, la relation entre niveau de pollution et niveau de dommage ; il permet simplement de montrer les deux dimensions du seuil *S*. Des données plus complètes permettraient d'établir des courbes *S'*, *S"*, etc. correspondant à des niveaux de dommages croissants. Pour une durée d'exposition donnée *E*, des niveaux de dommages croissants *D, D', D"* correspondent à des niveaux de concentration croissants *C, C', C"*.

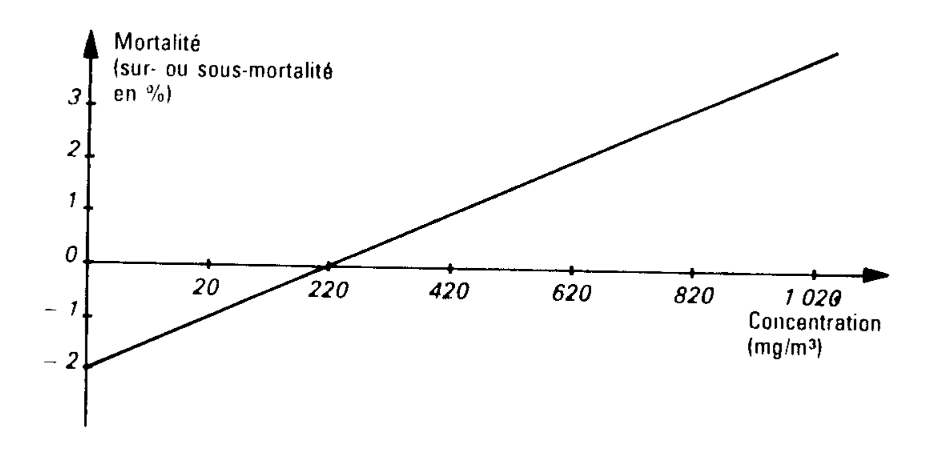


FIG. 10 — RELATION ENTRE LES NIVEAUX QUOTIDIENS DE SO_2 ET LES TAUX QUOTIDIENS DE MORTALITÉ A NEW YORK

Source : CEQ, *Fifth Annual Report*, p. 345.

Une deuxième caractéristique de la fonction de dommage, qui est une deuxième difficulté à résoudre pour estimer cette fonction, provient de son caractère probabiliste. En matière de santé notamment, et pour un individu donné, l'exposition à une pollution *P* n'entraîne pas nécessairement une maladie et un dommage *D*. L'exposition entraîne seulement une augmentation de la probabilité de la maladie. Il suffit, pour résoudre cette difficulté, de disposer de données assez nombreuses. L'augmentation de la probabilité de la maladie devient alors une augmentation du nombre de maladies. Soit, par exemple, pour une année donnée, P_i la pollution dans une localité *i* et D_i le nombre de décès dans la localité *i*, pris comme indicateur du dommage causé par la pollution. Si l'on dispose d'un nombre suffisamment élevé d'observations, on posera :

$$D_i = a\,P_i + b \qquad (2)$$

et l'on estimera *a* et *b* par la méthode des moindres carrés. On peut aussi utiliser des séries temporelles. C'est ainsi qu'on a pu établir pour une agglomération donnée — en l'occurrence New York — une corrélation entre variations de taux de mortalité (par rapport au taux moyen) quotidiens et concentrations quotidiennes en SO_2.

Cette corrélation apparaît sur la fig. 10.

En posant des équations de ce type, on postule que la relation est linéaire, ce qui est peut-être une hypothèse acceptable si P_i reste modérément élevé. D'autres formes peuvent également être postulées, et notamment la forme logarithmique :

$$log.\ D_i = a\ log.\ P_i + C \qquad (3)$$

Des régressions simples de ce type ont cependant l'inconvénient d'ignorer la troisième difficulté soulevée par les fonctions de dommage : le caractère multicausal des dommages. La pollution n'est généralement que l'un des facteurs explicatifs de l'apparition de la maladie et du dommage. La structure par âge des populations considérées, leur niveau et modes de vie, etc. jouent un rôle qui peut être aussi ou plus important que la pollution. C'est pourquoi l'ajustement des équations (2) ou (3) sera également mauvais et sans grande signification. On est alors amené à procéder à des régressions multiples, en utilisant plusieurs variables explicatives, dont bien sûr, le niveau de pollution. C'est ainsi par exemple, que Wintelstein *et al.* (1963) ont estimé l'équation suivante, sur des données relatives à la région de Buffalo (États-Unis) :

$$D = 0{,}15\ P - 0{,}0034\ I + 33{,}97 \qquad (4)$$

dans laquelle :

- *D* = décès pour 1 000 hommes âgés de 50 à 69 ans.
- *P* = concentration annuelle moyenne en particules solides en microgrammes par m³.
- *I* = revenu moyen des familles, en dollars.

L'équation (4) signifie qu'une augmentation de 1 microgramme de la concentration en particules solides entraîne une augmentation du taux de mortalité pour 1 000 de 0,15 chez les hommes âgés de 50 à 69 ans. D'assez nombreuses analyses de ce type ont été conduites, surtout à l'étranger.

Quelques-uns des résultats les plus intéressants obtenus dans le domaine de la pollution de l'air sont rassemblés dans le tableau 7. Ce tableau précise

TABLEAU 7 — CARACTÉRISTIQUES DE QUELQUES FONCTIONS DE DOMMAGE

Polluant (*P*)	Dommage (*D*)	Seuil Polluant (*S*)	Niveau «normal» de dommage (*N*)	Coef. (*a*) (%)
NO_x 25 mg de moyenne annuelle	% des enfants qui ont une maladie des voies respiratoires aigüe par an	2	50	25
	Durée en jours de l'invalidité entraînée par chaque maladie des voies respiratoires aigüe chez les enfants	2	2,66	25
Oxydants 100 mg/m² pendant 1 h ou plus	% des plus de 65 ans qui en 1 jour, ont une aggravation de maladie de cœur ou respiratoire	4	20	3,50
	% des asthmatiques qui ont, en 1 jour, une crise	4	2	0,35
	% de la population qui, en 1 jour, souffre des yeux	2,6	5	1,62
	% de la population qui, en 1 jour, tousse	4	20	3,50
	% de la population en bonne santé qui, en 1 jour, souffre de la poitrine	4,2	2	0,2
	% de la population en bonne santé qui, en 1 jour, a mal à la tête	1	10	0,035
Sulfates 10 mg/m³ pendant un jour ou plus	Taux pour 100 000 de décès quotidiens	2,5	2,58	2,5
	% des plus de 65 ans qui en 1 jour, ont une aggravation de maladie de cœur ou respiratoire	0,9	20	14,1
	% des asthmatiques qui ont, en 1 jour, une crise	0,6	2	33,5
	% des enfants qui ont une maladie des voies respiratoires profonde, aigüe par an.	1,3	50	77
	% des fumeurs qui ont une maladie respiratoire chronique	1	2	134
	% des non-fumeurs qui ont une maladie respiratoire chronique	1,5	10	74

Source : W.C. Nelson, J.H. Knelson, W. Hasselblad (1976), p. 191-195.

des fonctions du type présenté fig. 8, avec un seuil *S* et un niveau normal *N* de dommage mais avec, dans la partie croissante, une relation linéaire :

$$D = aP$$

Les connaissances relatives aux dommages créés par la pollution ont beaucoup progressé au cours des années récentes. Elles restent cependant très incomplètes sur un grand nombre de points.

Les dommages causés par la pollution s'analysent évidemment comme une perte d'utilité, comme une réduction de la satisfaction que nous retirons de l'activité économique, c'est-à-dire de la consommation de biens et services. L'indicateur le plus global et le plus utilisé, de l'utilité produite dans un pays est le Produit National Brut (P.N.B.). Le P.N.B. est à la fois la somme de tout ce qui est consommé et investi et la somme de tout ce qui est produit ou, plus exactement, de tout ce qui est produit pour la consommation et l'investissement « finaux ». L'addition de ces biens et services très dissemblables se fait au moyen de leurs prix, tels qu'ils s'établissent sur le marché. Le P.N.B. est un agrégat fort utile, qui donne des informations irremplaçables sur le niveau de production d'un pays et sur la quantité de biens et services disponibles pendant une période donnée. Ces biens constituent une dimension très importante (la dimension la plus importante, pensent ceux qui sont le plus démunis de ces biens) de l'utilité, et de la satisfaction. Le P.N.B. est devenu l'indicateur privilégié et souvent unique de l'utilité ; son augmentation est alors devenue un objectif essentiel, et souvent prioritaire de la politique.

Cette extension de la signification et du rôle du P.N.B. n'est pas justifiée, en particulier parce que le P.N.B. ne prend pas en compte la plupart des dommages causés par la pollution. Il ne les prend pas en compte parce que la plupart des « biens » attaqués et réduits par la pollution (la beauté, la santé, le silence) ne figurent pas sur la liste des biens qui définit le P.N.B. La raison en est que cette liste est d'abord une liste de produits marchands. D'une façon générale, cette liste exclut les biens et services gratuits et pas seulement ceux qui sont relatifs à l'environnement. Le bricolage et la cuisine (à domicile) ne sont pas comptabilisés dans le P.N.B. Le monsieur qui épouse sa cuisinière et la dame qui épouse son plombier réduisent de ce fait le P.N.B. ! Le mode de calcul du P.N.B. ne permet donc pas de prendre en compte les dommages causés par la pollution. Si ces dommages s'aggravent avec le temps, le taux de croissance du P.N.B. surestimera le taux de croissance « véritable » de la satisfaction. Si au contraire, ces dommages diminuent, le taux de croissance du P.N.B. sous-estimera le taux de croissance véritable de la satisfaction.

La règle de la non-inclusion des biens non marchands n'est cependant

pas absolue. La production des jardins familiaux, l'autoconsommation des paysans, si importante dans les pays pauvres, et les services rendus par les fonctionnaires (justice, enseignement, défense) sont compris dans le P.N.B. et sont en quelque sorte des biens ajoutés. Ils le sont au moyen de prix difficiles à établir, puisqu'aucun marché n'indique la valeur de ces biens et services. Peut-on, semblablement, allonger la liste des biens et services du P.N.B. de manière à y inclure les biens et services environnementaux ? Cette extension soulève de délicats problèmes. Les biens environnementaux ressemblent aux biens ajoutés en ce qu'ils sont non marchands, mais ils en diffèrent en ce qu'ils ne sont pas produits. L'activité humaine produit ces biens ajoutés, alors qu'elle détruit les biens environnementaux. Pour comptabiliser cet effet, il faudrait soit ajouter au P.N.B. un terme représentatif de l'utilité de l'environnement, qui diminuerait lorsque la pollution augmente et qui augmenterait lorsque la pollution diminue, soit retrancher du P.N.B. un terme représentatif de la variation de l'utilité de l'environnement par rapport à une année donnée, ce qui reviendrait à poser, pour cette année-là, l'utilité de l'environnement comme égale à zéro. Ces deux voies sont toutes les deux difficiles, sinon impraticables. Elles n'ont nulle part été empruntées.

L'évolution du P.N.B. ne coïncide pas avec l'évolution de la satisfaction pour une autre raison. Le P.N.B. n'inclut pas que les biens marchands (aux exceptions mentionnées près) mais il les inclut tous. Il inclut notamment les dépenses *finales* effectuées pour lutter contre la pollution ou contre ses effets. C'est ainsi que les frais médicaux engagés pour soigner les victimes de la pollution, ou le coût de l'insonorisation des logements voisins des aérodromes, contribuent à augmenter le P.N.B. Cette façon de procéder est critiquable, ou plus exactement, réduit l'intérêt de la notion de P.N.B. en tant qu'indicateur de satisfaction. Il ne serait pas imposible d'estimer ces dépenses et de les déduire du P.N.B. On obtiendrait ainsi un P.N.B. ajusté, qui serait un meilleur indicateur de la satisfaction produite dans un pays.

On notera que les dépenses *intermédiaires* de lutte contre la pollution ont un caractère différent. Le coût de désulfuration du fuel par exemple, et d'une manière générale, les dépenses de dépollution engagées par les industriels, ne se traduisent pas par une augmentation de la quantité des biens qui figurent sur la liste des biens du P.N.B., mais par une augmentation du prix de ces biens. Ces dépenses intermédiaires entraînent donc une augmentation du niveau des prix, mais pas une augmentation du volume du P.N.B. Cette solution ne fausse pas la signification du P.N.B. en tant qu'indicateur de satisfaction.

Les conventions actuelles de calcul du P.N.B. ignorent donc le coût des dommages causés par la pollution. Il ne faudrait pas en conclure que ces dommages ne peuvent ou ne doivent pas être mesurés.

La connaissance des fonctions de dommage est en effet nécessaire mais pas suffisante. Elle ne permet pas de comparer les dommages causés par la pollution avec le coût de la réduction de cette pollution, ni du reste, de comparer entre eux des dommages de nature différente. C'est pourquoi certains chercheurs ont pensé qu'il convenait d'essayer de valoriser les dommages, c'est-à-dire de les exprimer en une unité commune et pratique : l'unité monétaire.

Cet effort s'inscrit dans la tradition de l'analyse coûts-bénéfices. Ce type d'analyse est né aux États-Unis dans les années 1930, s'est affiné après la guerre, et est devenu une véritable branche de l'analyse économique. L'analyse coûts-bénéfices s'applique à un projet d'investissement ou de décision qui va entraîner un certain nombre de changements, et dont on veut savoir s'il doit être ou non entrepris. Le principe en est simple. Il consiste à recenser et à valoriser toutes les conséquences, c'est-à-dire tous les coûts et bénéfices privés ou sociaux afin de voir si les bénéfices sont plus importants que les coûts.

Le fondement théorique de l'analyse coûts-bénéfices et de la notion de coût des dommages est le principe de compensation. On a vu que Pareto a défini un critère de classement des situations, en disant qu'une situation *A* est meilleure qu'une situation *B* si au moins une personne est mieux en *A* qu'en *B*, et si personne n'est plus mal en *A* qu'en *B*. Ce critère permet de définir la meilleure des situations, qui est dite optimale. Mais il est difficile à appliquer dans le cas, fréquent, où le changement de *A* à *B* améliore la situation des uns et détériore la situation des autres. C'est seulement dans les années vingt que deux économistes anglais, Hicks et Kaldor, ont résolu le problème en notant que si la quantité de satisfaction engendrée par le passage de *B* à *A* et mesurée en argent, est plus grande que la quantité de mécontentement engendrée par ce passage et également mesurée en argent, ceux qui gagnent peuvent « compenser » ceux qui perdent et rester des gagneurs nets ; on est ramené alors au cas précédent et *A* peut être dit « meilleur » que *B* au sens de Pareto.

Ce principe rigoureux mais discutable, a joué un rôle important dans la théorie et la pratique économique, justifiant la comparaison de l'ensemble des coûts et de l'ensemble des bénéfices associés à un projet. La notion de compensation sert à définir le coût d'un dommage ou le dommage monétaire. Le dommage monétaire entraîné par la pollution est la somme qu'il est nécessaire de verser à un individu pour le dédommager des conséquen-

ces de cette pollution. On peut préciser cette définition à l'aide de courbes d'indifférence (fig. 11).

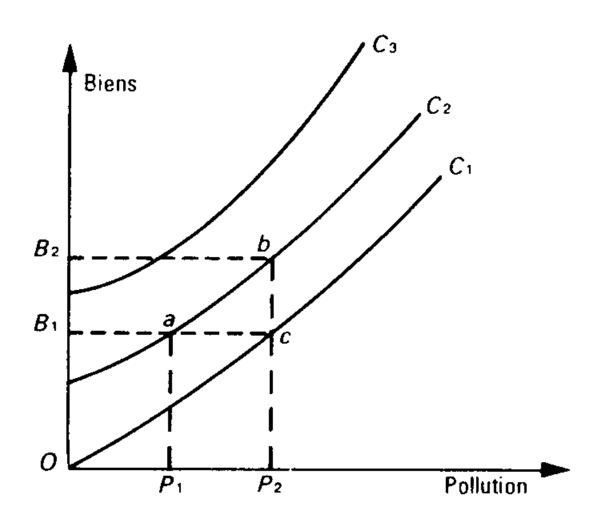


FIG. 11 –
COURBES D'INDIFFÉRENCE
ENTRE POLLUTION ET BIENS

Chacune des courbes C_1, C_2, C_3 de ce graphique représente les assortiments de pollution et de biens qui sont équivalents en termes de satisfaction. Le fait que *a* et *b* soient sur la même courbe C_2 signifie qu'il est indifférent d'avoir les quantités B_1 de biens et P_1 de pollution ou bien les quantités B_2 de biens et P_2 de pollution. La courbe C_3 correspond à un niveau de satisfaction plus élevé que la courbe C_1. La forme des courbes C_1, C_2 et C_3 diffère de la forme des courbes d'indifférence classiques parce que celles-ci concernent deux biens alors que celles-là concernent un bien (autres biens) et un mal (la pollution). Supposons que la quantité de biens reste constante et que la quantité de pollution augmente, c'est-à-dire que l'on se déplace de *a* en *c*. Le dommage entraîné par la pollution peut être mesuré en autres biens, c'est-à-dire en argent. Il est égal à B_1B_2 puisqu'en ajoutant cette quantité de biens on passe de *c* à *b*, et que *b* est sur la même courbe d'indifférence que *a*. L'augmentation de biens B_1B_2 compense l'augmentation de pollution P_1P_2, et elle mesure le dommage monétaire engendré par cette augmentation de pollution.

La mise en œuvre de cette définition du dommage monétaire soulève de sérieuses difficultés théoriques et pratiques. C'est ainsi, par exemple, que la

définition n'a pas de sens en cas de décès. Aucune quantité de biens ne pourrait évidemment compenser pour un individu le dommage entraîné par son propre décès.

La notion même de coût des dommages est du reste violemment attaquée par beaucoup. La plupart des administrateurs, des médecins et des journalistes notamment, y sont, d'instinct, profondément hostiles. L'idée de chiffrer la gêne, la souffrance, la maladie, la mort, apparaît comme sacrilège. « La vie n'a pas de prix », affirment-ils. Il faut pourtant bien observer que l'élimination ou la réduction de la mort en a un. Les dépenses qui permettent, à coup sûr (bien que souvent d'une façon probabiliste), de sauver des vies humaines sont nombreuses et connues. Celles qui permettent d'augmenter le bien-être sont plus nombreuses encore. Cependant, toutes ces dépenses ne sont pas effectuées. En fait, toutes les sociétés limitent les dépenses qui sauveraient des vies. Elles fixent, dans leur pratique sinon dans leur discours, un prix à la vie. On peut contester le choix ainsi effectué mais on ne peut pas nier que des choix peuvent être effectués, et doivent être effectués. Ces choix sont généralement implicites, cachés. La tâche de l'économiste consiste à vouloir les analyser, les expliciter, les éclairer, les porter sur la place publique. La valorisation des dommages n'est pas un mode de décision ; c'est une façon d'éclairer les décisions.

A la grande diversité des types de dommages correspond une grande diversité des méthodes d'estimation du coût des dommages. Le coût des pertes de sommeil engendrées par le bruit ne s'évalue pas de la même façon que le coût de la corrosion engendrée par le SO_2. De ce point de vue, on peut distinguer entre deux grandes catégories de dommages : ceux qui s'analysent comme des pertes de biens ou de services, et ceux qui s'analysent comme des pertes de satisfaction (autres que les pertes de satisfaction entraînées par les pertes de biens), que l'on appellera pertes d'aménités.

Les dommages du premier type, parfois aussi appelés « dommages économiques », s'évaluent directement sinon toujours simplement. Les dommages du deuxième type, ou « dommages non économiques », s'évaluent indirectement. Ce sont surtout eux qui font problème. Un même dommage peut entraîner à la fois des pertes d'aménités et des pertes de biens : c'est le cas d'une maladie qui entraîne simultanément douleur et absentéisme, c'est-à-dire diminution de la production.

II — La valorisation des pertes de biens

Certains des dommages engendrés par la pollution peuvent être considérés comme des pertes de biens ou de services. L'accélération de l'usure de

certains métaux, l'augmentation des dépenses d'entretien (peinture, nettoyage, etc.) ou la diminution des rendements agricoles ou piscicoles, tous ces phénomènes se traduisent soit par une augmentation des coûts unitaires de production du fait de la pollution, soit par une diminution des quantités produites. Dans les deux cas, c'est bien un gaspillage, une perte de ressources, c'est-à-dire de biens, qui est entraînée par la pollution, et qu'il convient d'estimer.

Une première façon d'aborder le problème, représentée par la fig. 12, consiste à se placer du point de vue de la production. A prix de vente et à quantités vendues constants, l'augmentation des coûts unitaires entraîne une diminution des recettes. Du fait de la pollution, les recettes unitaires passent de P_1 à P_2 ou bien les quantités vendues de Q_1 à Q_2. Le produit des quantités vendues Q_1 par cette augmentation des coûts $P_1 P_2$, c'est-à-dire, l'aire P_1 *ab* P_2 ou bien le produit des prix unitaires P_1 par la diminution des quantités vendues $Q_2 Q_1$, c'est-à-dire l'aire Q_2 *ca* Q_1 sont, en première approximation, une mesure de la perte économique des producteurs.

On peut cependant compliquer l'analyse afin de tenir compte du fait que les producteurs victimes d'une augmentation des coûts unitaires vont généralement réduire leur production (voir encadré).

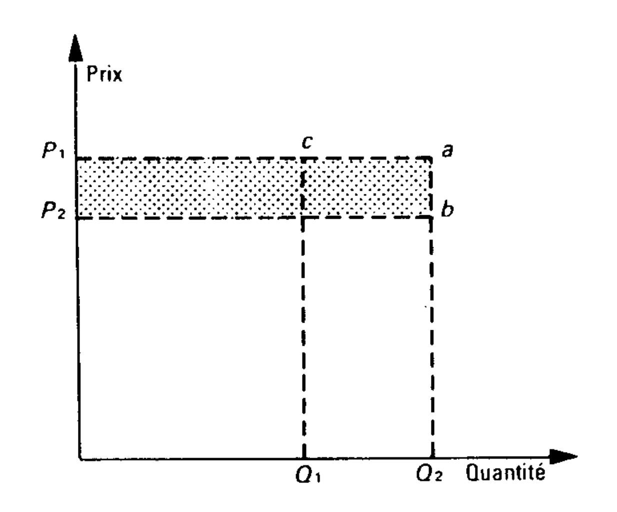


FIG. 12 — VALORISATION DES PERTES DE BIENS : PREMIÈRE APPROXIMATION

Analyse de la valorisation des pertes de biens lorsque la hausse des coûts entraîne des modifications de l'offre

Sur la figure 1, *fd* représente, pour une firme, la courbe de coût marginal avant pollution et *ac* la même courbe après pollution. L'aire *acdf* représente la première approximation de la perte financière. Mais on voit immédiatement en quoi il ne s'agit que d'une première approximation. Confrontée à des courbes de coût marginal différentes, et au même prix *p* du marché, la firme considérée va en effet fixer en Q_2 sa production. Sa perte financière sera alors *abdef*.

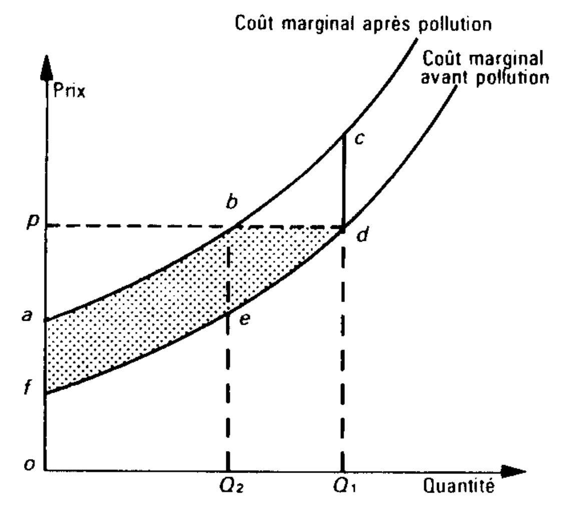


FIG. 1 — VALORISATION DES PERTES DE BIENS : DEUXIÈME APPROXIMATION

L'analyse précédente n'est valable que si la diminution de la production par les firmes touchées est négligeable par rapport à la production totale. S'il n'en est pas ainsi, il faut encore compliquer l'analyse. La variation de prix ou de quantité se traduit en effet par un déplacement de la courbe d'offre de 0_1 en 0_2, cependant que la courbe de demande n'est pas modifiée. L'analyse des surplus nous donne alors la mesure des pertes véritables, c'est-à-dire des compensations qu'il faudrait théoriquement donner aux producteurs et aux consommateurs pour qu'ils se trouvent dans une situation identique à leur situation antérieure à la pollution. Le surplus des producteurs qui était P_1 *ae* est maintenant P_2 *bd*. Il suffit d'observer que *fge* = P_2 *bd* pour voir que ce surplus a diminué de P_1 *agf*. Le surplus des consommateurs qui était de P_1 *ca* est maintenant de P_2 *cb* ; il a diminué de P_1P_2*ba*. C'est la somme de ces deux surplus P_2*bagf* ou, si l'on préfère, *edba*, qui est la mesure du coût des dommages.

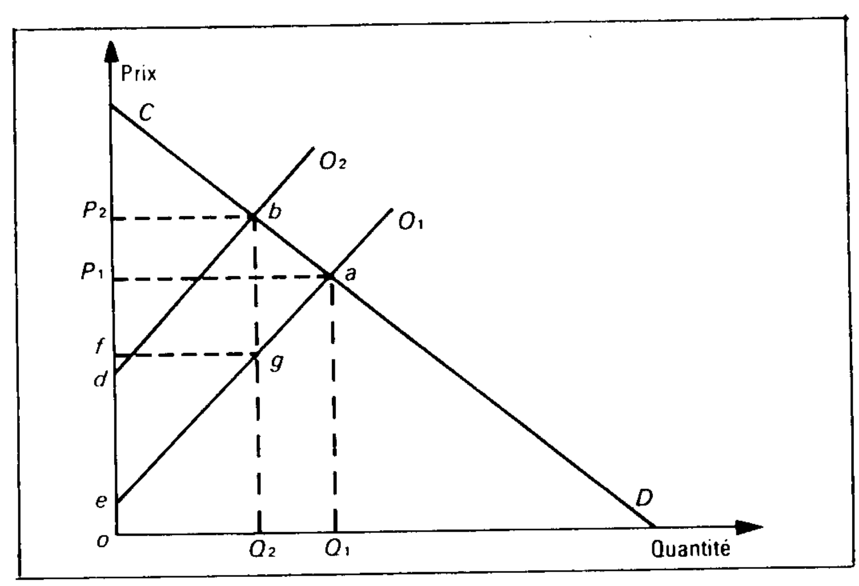


FIG. 2 — VALORISATION DES PERTES DE BIENS : TROISIÈME APPROXIMATION

Dans la pratique, la pauvreté des données sur les effets physiques des pollutions, c'est-à-dire sur les fonctions de dommage non monétaires, rend souvent inutiles ces raffinements méthodologiques. Les auteurs des études effectuées sur la détérioration des matériaux, ou sur les pertes de production agricole, par exemple, consacrent l'essentiel de leurs efforts à évaluer les dommages physiques entraînés par les pollutions. Il n'est cependant pas interdit de penser que l'analyse des dommages non monétaires fera des progrès qui permettront un jour aux économistes d'utiliser les plus sophistiqués de leurs outils.

L'analyse des dommages causés à la santé mérite, du fait de son importance, une mention spéciale. Les dommages causés à la santé par la pollution n'engendrent pas uniquement, ni même principalement, des pertes de biens mais ils engendrent aussi des pertes de biens, en ce que la maladie entraîne des dépenses supplémentaires et réduit des productions. Plusieurs études importantes ont essayé de valoriser ces dommages.

L'estimation des dépenses médicales ne soulève guère de problèmes théoriques. Soit, pour une maladie et une année données, M, le nombre de maladies imputables à la pollution, c, le coût unitaire du traitement de ces maladies, C, le coût total imputable à la pollution. On a :

$$C = cM \qquad (5)$$

En pratique, il est difficile de connaître M, parce qu'il est plus facile de dire que la pollution engendre des maladies que de dire combien elle en engendre. Mais la difficulté de connaître les dommages n'a rien à voir avec la volonté de chiffrer le coût des dommages. Elle peut du reste être tournée, avec de l'ingéniosité et de l'audace, et elle l'a été par certains chercheurs (voir encadré).

Les dépenses médicales
liées aux bronchites engendrées par la pollution

Le manuel de l'O.C.D.E. (Mahler et Wyzga, 1976) propose l'exemple suivant qui emprunte méthodes et chiffres à Ridker (1968) et à Lave et Seskin (1970). Soit à calculer les dépenses relatives aux bronchites aux États-Unis en 1958.

On estime d'abord le nombre de personnes souffrant de bronchites chroniques et surveillées médicalement entre juillet 1957 et juin 1958 : 1 254 000. Sur ce nombre, 595 000 ont dû s'aliter au moins une journée pendant cette période. On écarte les malades âgés de 10 ans et moins parce que l'on fait l'hypothèse que leur maladie est indépendante de la pollution. On obtient 416 500 malades qui se sont alités au moins un jour et 468 000 malades qui ne se sont pas alités.

On dispose par ailleurs d'une étude qui montre que le nombre des décès du fait de bronchites serait réduit de moitié si le niveau de pollution des zones urbaines était réduit au niveau des zones rurales. On pose en hypothèse que l'effet de la pollution sur la morbidité est semblable à l'effet sur la mortalité, et on estime à 416 500 × 0,5 = 208 250 le nombre de patients qui ont dû, en 1958, s'aliter à cause de la pollution, et à 468 000 × 0,5 = 234 000 le nombre de malades qui ne se sont pas alités.

On dispose par ailleurs du coût de traitement des patients hospitalisés pour bronchite chronique, qui est de 169 $ par malade, dont 41 $ pour soins médicaux. On fait l'hypothèse que le coût du traitement des malades hospitalisés pour bronchite chronique due à la pollution est aussi égal à 169 $ et que le coût de traitement d'un malade qui ne s'alite pas est égal à 41 $.

Le coût total des dépenses médicales dues aux bronchites engendrées par la pollution est alors de :

$$169\ \$ \times 208\,250 + 41\ \$ \times 234\,000 = 44\,788\,250\ \$$$

De plus, les malades ne travaillent pas et ne produisent pas. La maladie engendre une perte économique pour eux et pour la société. Le coût privé (c'est-à-dire la perte de revenus des individus) diffère du coût social du fait des transferts : un individu temporairement malade continue de percevoir totalement ou partiellement son salaire dans les pays développés, et peut ne subir, du fait de la maldie, qu'une perte financière faible ou nulle. Il n'en

va pas de même pour la collectivité. Le travail non fait est une perte de production. Cette perte est habituellement estimée égale au salaire du travailleur puisque celui-ci est censé être égal à la productivité marginale du travail. Soit pour une année et une maladie données J, le nombre de journées perdues du fait de la pollution ; s, le salaire journalier moyen et S, le dommage économique correspondant à l'absentéisme dû à la pollution. On a :

$$S = sJ \qquad (6)$$

Le calcul sera plus précis si l'on dispose de données relatives à diverses catégories de malades, selon l'âge ou le sexe. Soit J_i, le nombre de journées perdues par les gens de catégorie i et S_i le salaire moyen des gens de cette catégorie. On a alors :

$$S = \Sigma_i s_i J_i \qquad (7)$$

On notera qu'il convient de ne pas omettre les journées perdues par les actifs non salariés et les ménagères. La productivité marginale de ces catégories sera estimée égale à la productivité moyenne.

Les malades qui du fait de la pollution prennent leur retraite prématurément ou qui meurent avant l'âge de la retraite, vont également cesser de travailler et de produire. La pollution entraîne de ce fait un coût social égal à la somme actualisée des salaires annuels qu'auraient eus ces malades dans le futur et qui peuvent être estimés en probabilité. Soit Y_n le salaire moyen d'un individu d'âge n ; P_{na} la probabilité pour qu'un individu d'âge a vive jusqu'à l'âge n ; P_n la probabilité pour qu'un individu d'âge n travaille effectivement ; N_a le nombre d'individus d'âge a qui, pour une maladie et une année données, cessent de travailler du fait de la pollution ; r le taux d'actualisation et, D le dommage économique qui résulte de ces retraites prématurées. On a :

$$D = \frac{\Sigma_a N_a \Sigma_{n=a}^{n=\infty} Y_n P_{na} P_n}{(1 + r)^{n-a}} \qquad (8)$$

Le cas des décès est un peu plus compliqué. Le décédé ne produit pas ; mais il ne consomme pas non plus. La perte financière de la collectivité est donc seulement égale à la différence entre le revenu et la consommation du décédé. Soit C_n la consommation moyenne d'un individu d'âge n, et les notations précédentes. La formule précédente devient :

$$D = \frac{\Sigma_a N_a \Sigma_{n=a}^{n=\infty} (Y_n - C_n) P_{na} P_n}{(1 + r)^{n-a}} \qquad (9)$$

La comparaison de ces deux formules montre que le coût économique d'un décès est moins élevé que le coût économique d'une retraite anticipée.

Ce paradoxe provient de ce que l'on ne considère ici que la perte financière, à l'exclusion de la perte d'aménités qu'il convient d'estimer par ailleurs. Il souligne, toutefois, la prudence avec laquelle il faut utiliser ces modes de calcul. En effet, la difficulté d'estimer cette perte d'aménités est si grande que beaucoup d'études renoncent à cette estimation. Ridker (1967) ne calcule pas la perte d'aménités engendrée par les décès et pour faire bonne mesure, néglige la consommation. Il utilise la formule (8) à la place de la formule (9), ce qui revient à dire que la perte d'aménités est égale à la perte de consommation.

Les dépenses médicales et les pertes de production sont les principales pertes de biens résultant d'atteintes à la santé. Ce ne sont pas les seules. On pourrait encore citer les dépenses de la prévention des maladies, qui sont très difficiles à évaluer. Et certains auteurs ont été jusqu'à calculer le coût qui résulte du fait que, dans le cas des décès, les dépenses d'enterrement interviennent plus tôt du fait de la pollution ! Bien entendu, et ainsi qu'on l'a noté, la maladie ne se caractérise pas seulement par des pertes de biens ; elle entraîne aussi des pertes d'« aménités », qui doivent également être valorisées.

III — La valorisation des pertes d'aménités

La pollution entraîne aussi des pertes d'aménités, c'est-à-dire qu'elle diminue la satisfaction que l'homme retire de son environnement ou de sa santé. La gêne entraînée par le bruit est un exemple classique de ce type de dommage. La valorisation de ces pertes est délicate. Il n'existe aucune méthode de valorisation unanimement approuvée et utilisée. En vérité, l'estimation des pertes d'aménités est actuellement un domaine de recherche. On se contentera ici d'essayer d'éclairer ce domaine en présentant brièvement cinq méthodes utilisables ou utilisées, et qui s'appuient respectivement sur :

a) la jurisprudence ;
b) les coûts de prévention ;
c) les déclarations ;
d) les comportements ;
e) les valeurs foncières.

Une première méthode consiste à utiliser la *jurisprudence*. Dans la plupart des pays développés, les codes civils ou la « common law » prévoient l'indemnisation des dommages. Les dommages visés par les rédacteurs des codes n'étaient évidemment pas les dommages créés par la pollution. Mais

la jurisprudence a précisé et étendu la notion de dommage. Un certain nombre de procès civils ont eu lieu, dans lesquels des plaignants demandaient réparation des dommages économiques et non économiques créés par la pollution. Les indemnités accordées par les tribunaux peuvent fournir la base d'une estimation de la « valeur » des pertes de biens et d'aménités.

On peut en effet considérer la jurisprudence comme un mécanisme d'expression des préférences sociales comparable au marché, et qui a l'avantage de fonctionner dans des cas où le marché est muet.

Le travail qui consisterait à mettre en relation dommages et indemnités décidées par les tribunaux ne semble pas avoir été effectué. On peut toutefois se demander si les estimations que l'on pourrait tirer de la jurisprudence ne seraient pas systématiquement biaisées. Les tribunaux — du moins les tribunaux français — ne reconnaissent, et n'indemnisent, que le préjudice « anormal », qui dépasse les « inconvénients ordinaires de voisinage ». Ils partagent en quelque sorte le droit à l'environnement entre pollueur et pollué. Il s'ensuit que c'est seulement la partie des dommages située au-delà d'une certaine limite qui ouvre droit à indemnisation. Les indemnisations accordées sous-estiment donc les dommages supportés par les pollués.

Une deuxième méthode part des coûts de *prévention*. Dans certains cas, les pollués ont la possibilité de prévenir ou de réparer la perte d'aménités qu'ils subissent. La gêne portée par la salissure peut être éliminée par le nettoyage ; le trouble créé par le bruit peut être évité (partiellement) par l'isolation phonique. Ces actions de prévention impliquent évidemment des dépenses.

Si elles sont entreprises, la perte d'aménités est supprimée et remplacée par une perte financière. Nous voilà ramenés au problème et aux solutions précédents. Si elles ne sont pas entreprises, c'est que la perte d'aménités, telle que l'estiment les pollués, est inférieure aux dépenses de prévention. Ces dépenses non faites, si elles peuvent être estimées, constituent une limite supérieure au coût des dommages non économiques.

Une troisième façon d'évaluer les pertes d'aménités s'appuie sur les *déclarations des victimes*. Puisque le dommage subi par un individu est défini par la somme d'argent qu'il faudrait verser à cet individu pour que sa situation soit inchangée, une façon évidente de valoriser les dommages consiste à demander aux victimes réelles ou potentielles d'une pollution, quelles sont les sommes qui les indemniseraient des pertes d'aménités subies ou à subir.

Cette méthode dite parfois méthode des questionnaires, a été utilisée notamment pour estimer le coût social du bruit. Plowden (1970), dans le cadre des études engagées pour la localisation du troisième aérodrome de Londres, a effectué une enquête pour demander aux gens quelles sommes en moins une maison dans un milieu bruyant bien défini vaudrait par rapport à une maison hors de ce milieu bruyant, s'ils envisageaient de l'acheter. Les résultats principaux de cette enquête sont représentés dans la fig. 13. Ils suggèrent que la moitié des gens n'accepteraient pas de paiement en compensation des désagréments causés par de hauts niveaux de bruit, ou si l'on préfère, que le coût social de ces niveaux est infini.

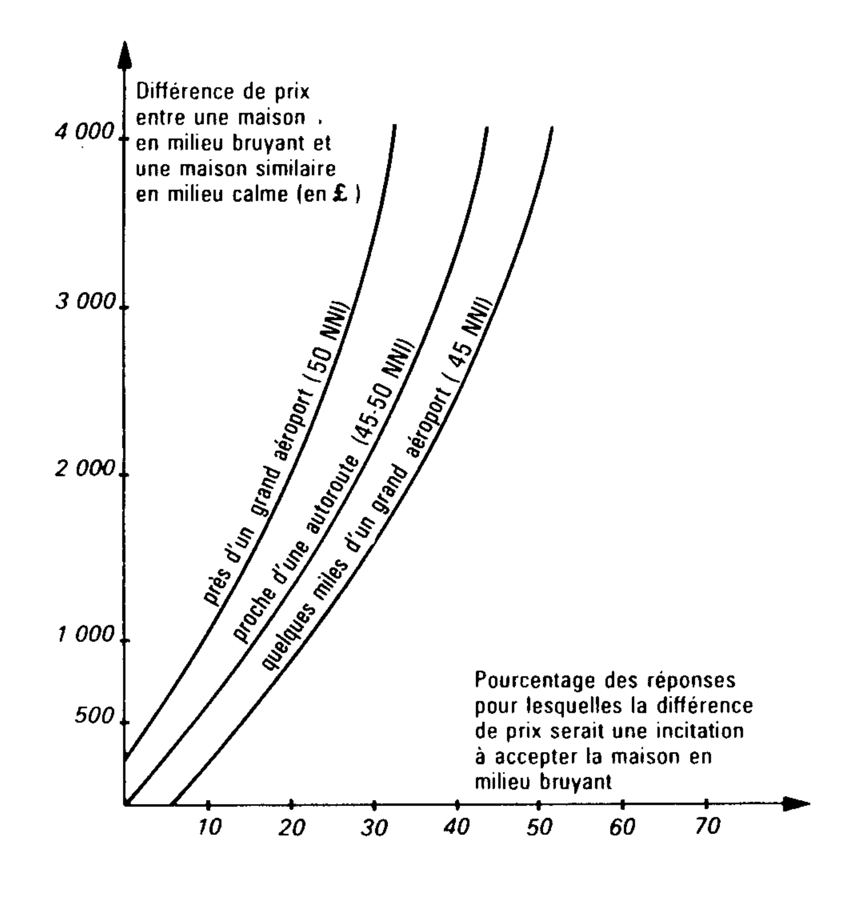


FIG. 13 — COMPENSATION DE LA GÊNE APPORTÉE PAR CERTAINS BRUITS

Les résultats des enquêtes par questionnaires doivent cependant être utilisés avec beaucoup de prudence. Les enquêtes se heurtent en effet à deux types de difficultés.

Les unes sont liées à la perception de la nuisance. Lorsque des questions sont relatives à une gêne non encore éprouvée, (comme la gêne entraînée par un aérodrome ou une usine d'incinération à implanter), les enquêtés ont la plus grande difficulté à répondre ; leur perception est formée par une image sociale qui peut n'avoir guère de rapport avec la réalité. Même lorsque les questions sont relatives à une gêne effectivement supportée, l'opération de conversion monétaire reste un exercice hautement abstrait, qui déroute souvent les enquêtés.

D'autres difficultés tiennent à la révélation de la préférence. Dans beaucoup de cas, les enquêtés ont (ou croient avoir) intérêt à mentir. Si leurs réponses commandent la décision d'engager des dépenses publiques de protection ou de prévention, les enquêtés vont exagérer le coût de la nuisance, de façon à exagérer l'intérêt social des travaux à engager, et à précipiter la décision. Si au contraire, les enquêtés craignent d'avoir à payer (par l'intermédiaire d'une augmentation des impôts locaux par exemple) le prix qu'ils auraient eux-mêmes défini, ils seront tentés de minimiser leur estimation du coût de la nuisance, dans l'espoir que les travaux seront tout de même entrepris et mis à la charge d'une autre entité.

L'expérience confirme l'extraordinaire et inquiétante sensibilité des réponses à la forme des questions. Toujours dans le cadre des études pour l'implantation du troisième aérodrome de Londres, on a cherché à estimer la perte d'aménités entraînée par un déménagement, en posant des questions du genre : — pour quelle somme accepteriez-vous de déménager dans une maison identique à votre maison mais située ailleurs (à plus de 5 miles) ? Une première enquête concluait que 33 % des personnes n'accepteraient à aucun prix de déménager ; une deuxième enquête avec une question légèrement différente, qui donnait aux enquêtés l'impression qu'ils étaient obligés de vendre leur maison réduisait ce chiffre à 8 %.

Les difficultés de l'estimation à partir des déclarations sont considérables. Elles ne sont cependant pas insurmontables, et la conception de questionnaires ou même d'expériences qui appellent les déclarations non biaisées est une intéressante voie de recherche.

Une quatrième méthode d'évaluation de l'utilité sociale des biens publics, qui a surtout été utilisée dans le cas des ressources naturelles de loisirs (parcs naturels, plans d'eau, etc.) s'appuie sur les *comportements* observés dans des domaines voisins du domaine étudié. L'hypothèse de

base est celle d'une relation entre l'utilité d'un bien non marchand et l'utilité d'un bien marchand. Cette relation peut être une relation de complémentarité (il faut effectuer une dépense de transport pour se rendre dans un parc naturel) ou une relation de substituabilité (en l'absence de parc public gratuit, il faut effectuer une dépense pour avoir accès à un parc privé onéreux). Dans ces conditions, la demande du bien marchand ou sa variation révèle la demande du bien non marchand.

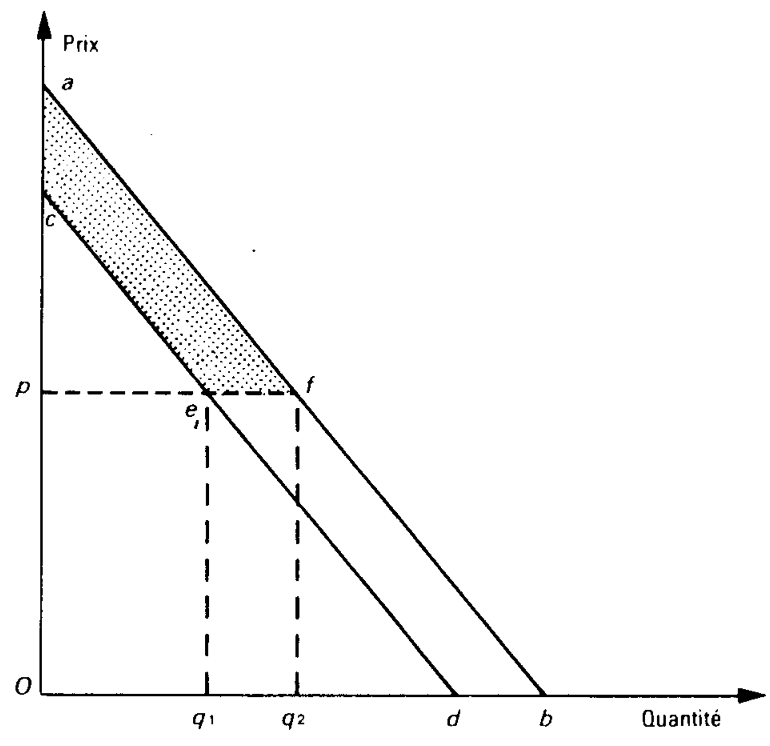


FIG. 14 – COÛTS ENGENDRÉS PAR LA DÉGRADATION D'UNE RESSOURCE NATURELLE

Le principe de la méthode peut être présenté en termes de surplus de la façon suivante. Considérons (fig. 14) la courbe de demande de fréquentation d'un certain lac pour un individu. La quantité demandée est exprimée en jours de fréquentation ; le prix en francs (de transport et autres dépenses de fréquentation). A une certaine qualité K de l'eau du lac correspond une courbe de demande *ab*. A une qualité inférieure K_2 va correspondre une autre courbe de demande *cd*. Au prix *p*, la quantité demandée, qui est *pf*,

va devenir *pe*. Le surplus du consommateur qui était *paf* va devenir *pce*. La perte de surplus *afec* est une mesure du coût du dommage infligé à notre plaisancier par le changement de qualité de l'eau.

On peut aussi raisonner en termes de demande globale (et non de demande d'un individu). Le même graphique peut être utilisé, moyennant un changement des unités de quantité. Le surplus global passe alors de *0ab* à *0cd*, et l'aire *cabd* est une mesure de la perte de surplus. Si le changement de qualité de l'eau est tel que le lac n'est plus utilisable à des fins de loisir ou si — cas limite — le lac est supprimé, la deuxième courbe de demande *cd* disparaît (ou si l'on préfère, se réduit au point 0). La perte de surplus est alors l'aire *paf* (dans le cas de la demande d'un individu) ou l'aire *0ab* (dans le cas de la demande globale).

Cette méthode a fait l'objet d'assez nombreuses applications. On peut citer, à titre d'exemple, le calcul par Clawson et Knetsch (1971) des bénéfices sociaux retirés de réservoir Ken en Caroline du Nord. Ces auteurs ont défini un certain nombre de zones concentriques i ; ils ont estimé sur la base d'enquêtes de fréquentation, le nombre V_{i1} de visiteurs en provenance de chacune de ces zones lors de l'année 1 ; ils disposent aussi du coût C_i du voyage de chaque zone au réservoir :

Le bénéfice retiré de la fréquentation du réservoir au cours de l'année 1, B_1 est donné par la formule :

$$B_1 \geqslant \Sigma_i V_{i1} C_i$$

On peut aussi calculer le bénéfice B_n pour l'année n, si l'on connaît la population P_{in} *de la zone i* à l'année n, le nombre de visites V_{in} par habitant (que l'on peut supposer constant et égal à V_{i1}/P_{i1}) et le coût C_{in} du voyage à l'année n :

$$B_n \geqslant \Sigma_i P_{in} V_{in} C_{in}$$

La valeur actuelle de la ressource — le coût du dommage qui résulterait de sa disparition — est supérieure ou égale à la somme actualisée au taux i des valeurs annuelles :

$$B \geqslant \Sigma_n \frac{B_n}{(1 + r)n}$$

La dernière méthode d'évaluation du coût des dommages non monétaires consiste à examiner les *valeurs foncières*. Soient deux maisons qui ne diffèrent que par le degré de pollution (par le bruit, ou par l'air par exemple) auquel elles sont soumises et dont la valeur marchande est différente. Cette différence qui ne peut, par hypothèse, s'expliquer que par la différence de degré de pollution est une mesure du dommage (ou plus exactement, de la différence de dommage) causé par la pollution. Dans ce cas, le marché, en l'occurrence le marché foncier, valorise le dommage non monétaire. On peut même noter qu'il le valorise dans le temps ; la différence des valeurs foncières capitalise en effet la somme des différences dans les flux annuels d'utilité, et évite le choix, toujours délicat, d'un taux d'actualisation.

Dans la mise en œuvre de cette méthode, le premier pas consiste à estimer les différences de valeurs entraînées par des différences de niveaux de pollution. On peut s'adresser à cet effet à des experts du marché immobilier et foncier (notaires, agents immobiliers). C'est ce qu'on a fait pour estimer la dépréciation de la valeur des maisons entraînée par le bruit des avions dans la région de Londres. Les enquêtes ont porté sur les aérodromes de Gatwick et de Heathrow, et elles ont distingué trois types de maisons (chères, ordinaires, bon marché) et deux — dans certains cas trois — niveaux de bruit (35 - 45 NNI, 45 - 55 NNI, plus de 55 NNI). Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

TABLEAU 8 — DÉPRÉCIATION DES MAISONS ENTRAINÉE PAR LE BRUIT DES AVIONS (Heathrow, en %)

	35 - 45 NNI	40 - 55 NNI	55 NNI
Maisons bon marché (<4 000 £)	0,0	2,9	5,0
Maisons ordinaires (4 000-8 000 £)	2,6	6,3	10,5
Maisons chères (>8 000 £)	3,3	13,3	22,5

Source : Commission on the Third London Airport, cité par Pearce (1975), p. 126

Une autre façon de procéder consiste à utiliser un modèle du type :

$$V = f(P, X_1, X_2 \ldots X_n)$$

dans lequel :

V = valeur de la maison ou du terrain ;
P = niveau de pollution ;
$X_1, X_2 \ldots X_n$ = autres variables explicatives de la valeur de la maison ou du terrain, telles que la distance au centre de la ville, la taille de la maison ou celle des parcelles, etc.

Ce modèle a été utilisé par Ridker et Henning (1967) pour évaluer l'impact de la pollution par le SO_2 sur le prix des logements dans l'agglo-

mération de Saint-Louis aux États-Unis. Toutes choses égales par ailleurs, une augmentation de 0,25 mg par 100 cm² par jour de la concentration en dioxyde de soufre entraîne une baisse de la valeur du logement d'environ 200 $. Anderson et Crocker (1971) qui l'ont appliqué à Washington, Kansas-City, et Saint-Louis ont trouvé qu'une augmentation de 10 % de la pollution de l'air en SO_2 et en particules entraînait une baisse de 1 à 2 % de la valeur des logements.

Il a aussi été utilisé en France, pour essayer d'apprécier la nuisance créée par une décharge ou une usine d'incinération d'ordures ménagères (*Organisation et Environnement*, 1976). On a examiné une vingtaine de sites, et retenu les 3 sites où l'on pouvait espérer mettre en évidence une relation entre la distance des parcelles de terrain à bâtir à la source de pollution (distance prise comme indicateur de nuisance) et le prix de vente de ces parcelles. Dans les 3 cas, différents modèles de régression du prix des terrains ont été essayés. La plupart « expliquent » bien le prix des terrains ; mais dans aucun d'entre eux, la variable distance à la source de pollution n'apparaît comme significative. La perte d'aménités entraînée par une usine d'incinération apparaît donc comme faible ou nulle.

La détermination de la baisse du prix des immeubles imputable à la pollution n'est qu'un premier pas dans l'estimation du dommage non économique créé par la pollution. Il ne suffit pas toujours de multiplier la baisse de prix constatée par le nombre de maisons (ou de m² de terrain) concernées. Ridker et Henning ont été critiqués pour avoir procédé ainsi (Polinsky et Shanell, 1975). La perte d'aménités en effet, entraîne un certain nombre de modifications des comportements, des marchés, et des prix — que la baisse des prix fonciers reflète mais ne résume pas. Des modèles d'analyse plus complexes doivent être mis en œuvre (voir encart).

Modèles d'analyse du coût des pertes d'aménités
à partir des valeurs foncières

Considérons le marché des logements dans une région ou un pays tel que le représente la fig. 1. Faisons l'hypothèse que le marché considéré est intégralement locatif. L'offre (inélastique), figurée par la verticale Q_0, et la courbe de demande D déterminent le prix, c'est-à-dire le loyer P. Supposons qu'une partie ON du stock de logements soit affectée par une nuisance, telle que le bruit. La demande de ces logements de moindre qualité devient BB. Le loyer de ces nouveaux logements s'établit en L, et PL mesure la baisse de la valeur locative des logements bruyants. La demande de logements non bruyants n'est pas modifiée, mais l'offre de ces logements est maintenant la verticale N, et le loyer de ces logements s'établit en M ;

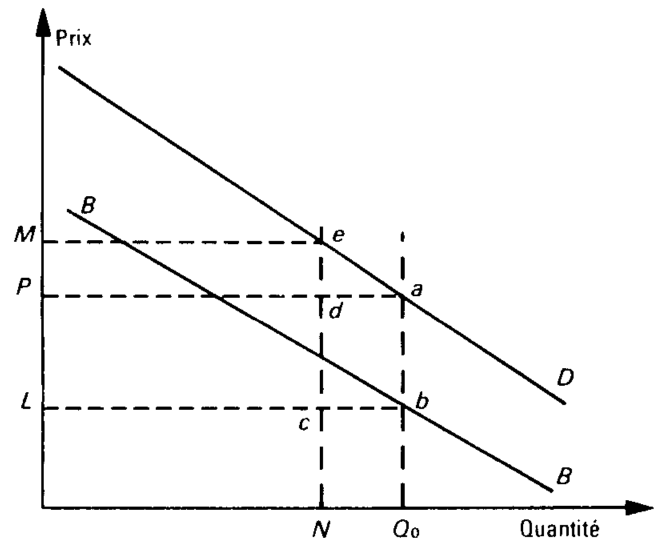


FIG. 1 — PERTE D'AMÉNITÉS
ENGENDRÉE PAR LE
BRUIT : MODÈLE
SIMPLE

l'aire *PMed* qui mesure ce que perdent les locataires mesure également ce que gagnent les propriétaires ; la hausse des loyers des logements non bruyants entraîne un transfert, non une perte de bien-être. Les locataires de logements bruyants ne perdent rien : ils ont des logements de moins bonne qualité, mais ils les louent moins cher. Les vrais perdants sont les propriétaires de logements devenus bruyants : ils en retiraient l'aire $NdaQ_0$; ils retirent maintenant l'aire $NcbQ_0$; ils ont perdu l'aire *abcd*, qui mesure ainsi le coût annuel social du bruit.

Le coût apparaît ici égal au produit du nombre de logements atteints par la perte de valeur de chaque logement. On notera toutefois que cette perte de valeur est *PL*, différence entre le prix des logements bruyants et le prix des logements *avant* l'apparition du bruit, non *ML*, différence entre le prix des logements bruyants et le prix des logements *après* l'apparition du bruit.

Une analyse plus complexe a été utilisée dans le cadre des études faites pour le troisième aérodrome de Londres. Elle est connue sous le nom de « modèle Roskill ». La fig. 2 montre les composantes de la perte d'aménités engendrée par le bruit d'un aérodrome. On suppose qu'il existe un stock de logements silencieux qui sont habités par leurs propriétaires. L'offre et la demande de ces logements, en termes de flux annuels, sont données par D_0 et S_0.

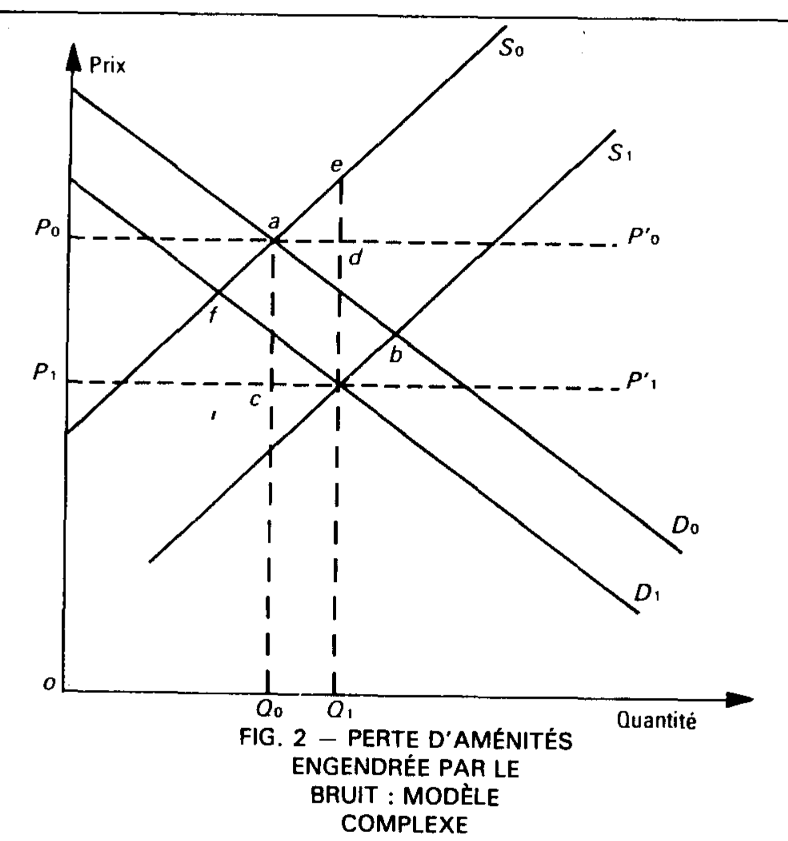


FIG. 2 – PERTE D'AMÉNITÉS ENGENDRÉE PAR LE BRUIT : MODÈLE COMPLEXE

P_0 est le prix du marché, et Q_0, la quantité de logements échangés annuellement. Si le bruit affecte ce stock de logements, la courbe de demande se déplace en D_1, et la courbe d'offre en S_1. On peut distinguer cinq catégories de personnes concernées :

— Les $0Q_0$ résidents qui déménagent pour des raisons indépendantes du bruit ; ils vendent leur logement à un prix P_1, au lieu de P_0 et perdent du fait du bruit P_0acP_1 ;

— Les $0Q_0$ arrivants qui remplacent les précédents ; ils ne gagnent ni ne perdent rien, puisqu'ils paient moins cher des logements moins bons ;

— Les Q_0Q_1 résidents qui déménagent à cause du bruit ; ils perdent *caeb*, plus le coût du déménagement ;

— Les Q_0Q_1 arrivants qui remplacent les précédents ; ils bénéficient d'un surplus *bcf* ;

— Les résidents qui restent sur place et supportent le bruit ; le dommage subi est la différence entre $S_0ebP'_1$ (le surplus dont ils jouissaient par rapport au prix P_1) et $S_1bP'_1$ (le surplus dont ils jouissent maintenant), c'est-à-dire l'aire S_0ebS_1.

La surface $S_0aP_0P_1cfbS_1$ figure ainsi la perte d'aménités entraînée par le bruit. Les problèmes pratiques posés par la mise en œuvre de cette analyse théorique sont délicats, mais non insolubles ; ils ont été résolus dans le cas du troisième aéroport de Londres.

Les méthodes d'estimation connues ne sont ni faciles, ni sûres. On peut, il est vrai, noter que les efforts dans ce domaine sont récents, et espérer que des progrès méthodologiques et pratiques interviendront.

IV — L'importance du coût des dommages

Des méthodes d'estimation du coût des dommages existent donc. Elles n'ont nulle part été systématiquement mises en œuvre pour produire des estimations globales des coûts de la pollution. Shinohara (1973), qui cherche à corriger le P.N.B. du Japon, renonce à calculer l'estimation globale et se contente d'utiliser une estimation du coût de la dépollution.

Des estimations semi-globales, c'est-à-dire des estimations du coût, pour un pays, de tel ou tel type de dommage ont cependant été produites, notamment aux États-Unis. Une intéressante extrapolation à l'ensemble des dommages a été tentée pour la France.

Le tableau 9 regroupe les résultats des principales études faites pour les États-Unis.

TABLEAU 9 – ESTIMATIONS DU COÛT DES DOMMAGES DE POLLUTION, ÉTATS-UNIS, DIVERSES ANNÉES (en milliards de $)

Type de pollution	Auteurs de l'étude	Année	Coût
Air	Ridker	1970	7,3 - 8,9
Air	Gerhart	1968	6,0 - 15,2 (préféré : 8,1)
Air	Barrett & Waddell	1968	16,1
Air	Babcock & Nagde	1968	20,2
Air	Justice, Williams et Clément	1970	2,0 - 8,7
Air	Waddell	1970	6,1 - 18,5 (préféré : 12,3)
Air	National Academy of Sciences	1973	15 - 30 (préféré : 20)
Air	Heintz & Hershaft	1973	23 - 35,4 (préféré : 20,2)
Eau	Abel, Tihansky, Walsh	1970	5,5 - 15,5 (préféré : 10,6)
Eau	Horak et Heintz	1973	4,5 - 18,6 (préféré : 10,1)

Source : Council on Environmental Quality (1975), p. 517

Les chiffres varient sensiblement d'une étude à l'autre. Les auteurs les plus prudents proposent, du reste, des plages, calculées à partir des valeurs prises par certains paramètres. Ces résultats autorisent cependant certaines conclusions. En ce qui concerne la pollution de l'air, presque toutes les estimations évaluées aux prix de 1973, sont comprises entre 10 et 30 milliards de dollars. Ces chiffres sont à comparer avec le P.N.B. des États-Unis en 1973, qui était de 1 300 milliards de dollars. Ils suggèrent que le coût de la pollution de l'air est insensiblement supérieur à 1 % et inférieur à 2 % du P.N.B. Le coût de la pollution de l'eau semble, en gros, moitié moins important. Si l'on ajoute le coût des autres types de pollution, la pollution thermique, la pollution acoustique, la pollution chimique, la pollution esthétique, on peut dire que le coût des dommages de pollution aux États-Unis au début des années 1970 était à peu près certainement supérieur à 2 % et inférieur à 5 % du P.N.B.

Les études relatives à d'autres pays sont moins nombreuses et de ce fait, moins fiables. Le tableau 18 regroupe des estimations du coût des dommages engendrés par la pollution de l'air dans trois autres pays et les rapporte au P.N.B.

TABLEAU 10 – ESTIMATIONS DU COÛT DES DOMMAGES ENGENDRÉS PAR LA POLLUTION DE L'AIR, CANADA, ROYAUME-UNI, ITALIE, DIVERSES ANNÉES

	Coût des dommages	P.N.B.	%
Canada[a], 1965, 10^6 $	1 033	51 980	1,9
Royaume-Uni, 1970, 10^6 £	1 190	50 241	2,4
Italie, 1968, 10^9 lires	350	52 198	0,7

Source : Mahler et Wyzga (1976) pour le coût des dommages ; comptes nationaux pour le P.N.B.

Note : [a] La source citée estime le coût des dommages par tête à 52,5 dollars canadiens ; on a multiplié ce chiffre par la population du Canada en 1965

En ce qui concerne la France, on dispose d'une étude sur le coût des dommages dûs à la pollution automobile dans l'agglomération de Lyon (Gibiat et Nahoum, 1972). Les auteurs proposent le chiffre de 22 millions de francs pour 1968. Une étude de Theyss (1976) a estimé pour 1970, le dommage subi par les populations affectées par le bruit des transports terrestres à 5,2 milliards de francs. Le dommage imputable aux transports aériens n'est sans doute pas inférieur à 1,5 milliard. On obtient ainsi pour le coût de la pollution acoustique engendrée par les transports, un chiffre de 6,6 milliards, qui représente 0,8 % du P.N.B.

TABLEAU 11 – ESTIMATION DU COÛT DE LA POLLUTION, PAR POLLUANT, FRANCE, 1973 (en millions de francs 73)

Polluants de l'air :	10 598	
Particules		2 812
CO		252
NO_x		2 730
HC		1 516
SO_2		2 644
Fluor		552
Chlore		92
Polluants de l'eau :	5 596	
Matières oxydables		3 343
Matières en suspension		1 436
Hydrocarbures		556
Cyanures		88
Phénols		88
Arsenic		44
Métaux lourds :	3 372	
Cadmium - Béryllium		1 184
Plomb		832
Mercure		1 168
Chrome		188
Autres rejets de matières :	11 992	
Nitrates (engrais)		3 104
Phosphates (engrais et détergents)		1 840
Pesticides		2 004
Déchets solides		5 044
Rejets d'énergie :	11 065	
Radiations		936
Pollutions thermiques		1 484
Bruit des transports		8 645
Total :	42 583	

Source : Theyss (1977)

Note : L'auteur a calculé deux valeurs du point d'impact. Les chiffres présentés ici sont ceux qui ont été obtenus avec la valeur la plus faible, et constituent ainsi une hypothèse basse. Les chiffres de l'hypothèse haute sont supérieurs d'environ 20 %.

On dispose par ailleurs, pour la France, d'une importante étude sur les agressants (S.O.P.R.A., 1975) qui a recensé les principaux « agressants » et qui s'est efforcée de les hiérarchiser selon des procédures complexes. Cette étude aboutit à attacher à chaque polluant un certain nombre de

points, qui représentent l'impact, c'est-à-dire le dommage engendré par ce polluant. Jacques Theyss (1977) a eu l'idée de valoriser le point d'impact, en divisant les estimations du coût des dommages disponibles pour quelques polluants (bruit, CO, poussière) par le nombre de « points » attachés à ces polluants.

Il peut ensuite estimer le coût des dommages engendrés par les autres polluants, en multipliant le nombre de points attachés à ces polluants par la valeur du point. En réalité, l'étude a calculé deux valeurs du point également vraisemblables, et propose deux estimations du coût : l'une qui correspond à une hypothèse basse, l'autre qui correspond à une hypothèse haute. Le tableau 11 présente les résultats de cette intéressante et très audacieuse extrapolation.

Ces résultats doivent, bien entendu, être interprétés avec la plus grande prudence. Les notes d'impact ont été établies en fonction des dommages potentiels (des dangers) aussi bien que des dommages réels (des coûts) et la question du coût d'un danger est délicate. Ces chiffres indiquent cependant des ordres de grandeur plausibles.

Le P.N.B. de la France en 1973 était estimé à 1 113 milliards de francs. Le coût des dommages dûs à la pollution de l'air correspondrait, dans l'hypothèse basse, à environ 1 % du P.N.B. ; le coût de la pollution de l'eau à 0,5 %. On retrouve là les valeurs basses des chiffres calculés pour les États-Unis. L'intérêt de l'étude consiste à proposer des chiffres pour le coût des dommages causés par les autres polluants. Ces chiffres portent le total des coûts à près de 4 % du P.N.B., dans l'hypothèse haute. Tant qu'ils n'auront pas été infirmés par de nouvelles études approfondies, ces chiffres peuvent être considérés comme représentatifs du coût de la pollution en France, et dans les pays développés.

4. Les coûts de la dépollution

I — Le concept de coût de la dépollution

C'est le souci bien légitime de minimisation des coûts qui guide les entrepreneurs dans le choix des processus de production et les amène parfois à choisir des procédés polluants. Les contraintes mises en œuvre pour les amener à polluer moins vont donc normalement entraîner une augmentation de leurs coûts. C'est cette augmentation que l'on appelle coût de la dépollution. La notion vise donc le coût de tout ce qui est fait ou peut être fait pour réduire la pollution, ou pour la rendre moins dangereuse. Les coûts du fonctionnement d'une usine de traitement des eaux usées, les coûts de l'installation d'un dépoussiéreur dans la cheminée d'une usine, le coût de l'élévation de la hauteur de la cheminée d'une autre usine (qui favorisera la dispersion et réduira les concentrations), les coûts supplémentaires entraînés par un changement de processus de fabrication, ceux qu'entraînerait la localisation d'une usine ailleurs qu'au lieu qui minimiserait les coûts, etc. sont des exemples de coûts de la dépollution. La grande diversité des actions qui peuvent être entreprises pour réduire les dangers associés aux rejets ne facilite ni la recension des coûts, ni leur analyse.

L'idée fondamentale — et du reste tout à fait banale — est que le coût de la dépollution dépend de la quantité de dépollution. La question, souvent posée, du coût de la dépollution dans une usine, un secteur ou un pays, n'a guère de sens. On peut seulement calculer ou estimer le coût de « telle » dépollution faite ou à faire. Le coût de la dépollution, de même que le coût de la pollution, est une fonction. C'est cette fonction qui retiendra d'abord l'attention. On complétera cette analyse par celle des informations disponibles sur les coûts effectivement engagés dans les pays développés.

Mais auparavant, quelques remarques sur la notion de coût ne seront pas inutiles. On peut, en effet, distinguer trois concepts de coûts : les coûts d'investissement, les coûts de fonctionnement, les coûts économiques.

Les coûts d'investissement sont les dépenses effectuées pour acheter des équipements ou payer des travaux de génie-civil nécessaires à la dépollution

ou à la non-pollution. Les dépenses relatives aux achats de terrains posent un problème particulier. Du point de vue de l'entreprise, ces dépenses sont un coût. Du point de vue de l'économie, on peut dire qu'elles ne correspondent pas à un prélèvement de ressources en capital ou en travail, et de ce fait, les traiter comme un transfert. D'un autre côté, on peut considérer la terre, ou du moins la terre localisée, comme une ressource rare dont l'utilisation a un coût d'opportunité, et inclure les achats de terrains dans les coûts d'investissement. Quelle que soit la solution retenue, il est important de ne pas donner de chiffres relatifs aux « dépenses d'investissement » sans préciser si les dépenses en terrain sont ou non inclues.

Les coûts de fonctionnement sont les augmentations de coût liées à la dépollution ou à la non-pollution : coûts supplémentaires de main-d'œuvre, d'énergie, de matières premières, etc.

Les coûts économiques sont la mesure du prélèvement effectué sur les ressources par les contraintes de dépollution ou de non-pollution. Ils ne correspondent pas uniquement à des déboursements. Ils s'analysent plutôt comme des prix de revient. Les coûts économiques relatifs à une année sont la somme

a) du coût d'opportunité du capital investi pour dépolluer ou ne pas polluer, tel qu'il peut être estimé au début de l'année ;
b) de l'usure de ce capital pendant l'année, c'est-à-dire de son amortissement, qui est aussi une perte de ressources ;
c) des dépenses de fonctionnement effectuées pendant l'année.

Un certain élément d'arbitraire figure dans l'estimation des coûts économiques. Pour calculer le coût d'opportunité du capital investi, on multiplie ce capital par le « taux d'intérêt en vigueur » : et l'expérience montre qu'il y a généralement plusieurs « taux en vigueur » entre lesquels il n'est pas toujours facile de choisir. Les taux d'amortissement à utiliser ne sont pas non plus faciles à déterminer. On se gardera de prendre les taux prévus pour le calcul de l'impôt, qui exagèrent souvent l'usure véritable des équipements.

Les coûts d'investissement sont les coûts les plus fréquemment compilés et publiés. Ce ne sont pourtant pas les plus significatifs. Ils rendent compte d'un aspect important de la réalité : l'effort financier que doivent faire les entreprises pour s'équiper en capital anti-pollution. Mais ils ne rendent pas compte d'un autre aspect, sans doute plus fondamental : l'effort économique que la société dans son ensemble doit consentir pour réduire la pollution. C'est le coût économique qui mesure le prélèvement sur les ressources, et qui est le meilleur indicateur de cet effort. Au niveau d'une entre-

prise, il peut valablement être rapporté au coût de production ou au prix de vente. Au niveau de la nation, il peut être rapporté au P.N.B. Dans la mesure du possible, on préfèrera cette notion de coût.

II — Les fonctions de coût de la dépollution

La forme de la fonction qui relie la dépollution et son coût varie, bien entendu, selon les cas, mais peut être illustrée par les fig. 15 et 16.

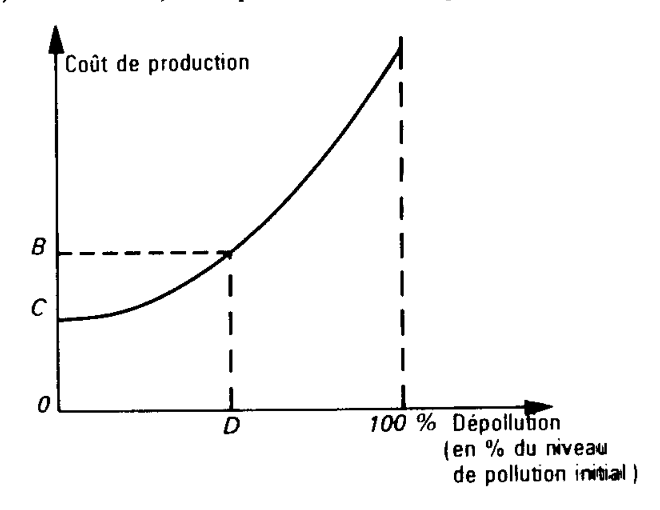


FIG. 15 — COÛT DE PRODUCTION
EN FONCTION DU NIVEAU DE DÉPOLLUTION

La fig. 15 représente les coûts de production d'un bien donné. Lorsqu'aucun effort de dépollution n'est requis, le coût de production est *C*. Si la dépollution exigée, exprimée en pourcentage du niveau de pollution initial, est *D*, le coût de production s'élève à *B*, et *CB* est le coût d'une dépollution de *D* %.

La fig. 16, qui est une représentation un peu moins immédiate, est à beaucoup d'égards une représentation plus pratique. Elle représente le coût de la dépollution en fonction du niveau de pollution, exprimé en unités physiques. *P* est le niveau de pollution initial, en l'absence de contrainte et d'effort de dépollution ; le coût de la dépollution est alors nul. La réduction de ce niveau à *N* se fera au prix du coût *D*. On peut aussi figurer le niveau de pollution en pourcentage du niveau de pollution initial : *P* devient alors 100 % et *N* est remplacé par *n* %. Le même schéma peut aussi servir à représenter les coûts totaux en fonction du niveau de pollution : il

suffit de translater la courbe vers le haut d'un montant égal au coût de production en l'absence de tout effort de dépollution, c'est-à-dire d'un montant égal à la grandeur *0C* de la fig. 15.

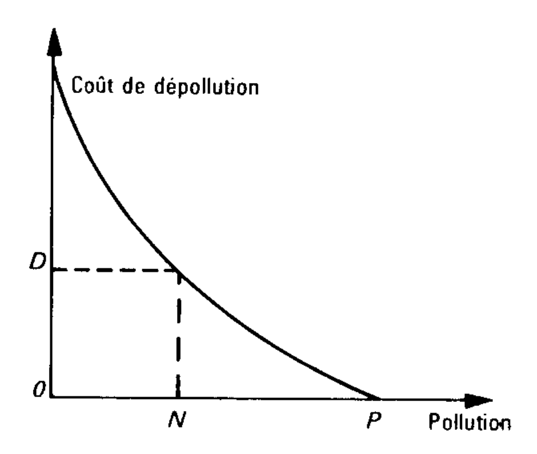


FIG. 16 — COÛT DE DÉPOLLUTION
EN FONCTION DU NIVEAU DE POLLUTION

Un certain nombre d'études concrètes ont été entreprises et menées à bien, pour préciser la forme de cette courbe. Elles portent sur des secteurs limités. Les auteurs sont généralement amenés à entrer dans le détail des techniques de production, de façon à voir quelles technologies peuvent être ajoutées ou remplacées, avant d'estimer le coût de ces transformations. La fig. 17 qui représente le coût des investissements nécessaires pour réduire la quantité de matières organiques rejetée par une usine de pâte à papier, est un exemple de ce type d'études. Cette réduction peut être obtenue par la mise en œuvre de plusieurs opérations distinctes et indépendantes. On a construit une courbe de coût en commençant par les opérations les plus efficaces, c'est-à-dire celles qui éliminent la plus grande quantité de matières organiques par franc d'investissement.

Une étude anglaise citée par Atkins et Lowe (1977, p. 40) qui a porté sur un échantillon d'appareils de dépoussiérage des gaz effectivement installés a établi une corrélation entre d, la capacité de dépollution des appareils exprimée en pourcentage de la pollution initiale et C, le coût des appareils, exprimé en shillings et ramené à un volume standard de gaz traité (100 000 m^3 par heure). Le meilleur ajustement des données est fourni par l'équation suivante :

$$C = 9{,}9 \times 10^{-7} d^{51{,}8} \qquad \text{avec } R^2 = 0{,}77$$

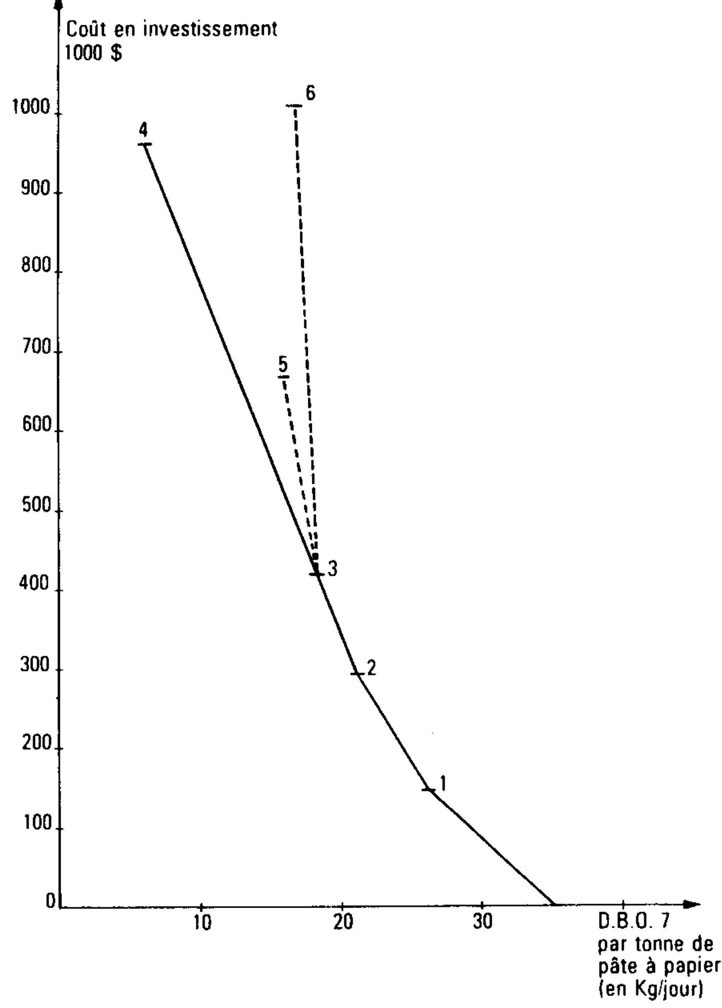


FIG. 17 — COÛT D'INVESTISSEMENT DE LA RÉDUCTION
DE LA POLLUTION D'UNE USINE DE PÂTE A PAPIER

1 - Augmentation de l'efficacité du lavage
2 - Extraction des condensats
3 - Ébouillantage du bois et écorçage
4 - Purification des eaux usées
5 - Limitations des débordements accidentels
6 - Blanchiment à l'oxygène

Source : Jaokko Poyry & Cy, Oy (consultants, Helsinki) cité in rapport non-publié de la Banque Mondiale.
Note : Les chiffres se rapportent à une usine produisant 700 T/jour selon le procédé Kraft.

Cette formule permet de tracer la courbe des coûts de dépollution en fonction de la dépollution. Cette courbe est une courbe de coût moyen. Mais on peut facilement en tirer une courbe de coût marginal, et dont l'équation s'écrit :

$$C' = 5,1 \times 10^{-5} d^{50,8}$$

Le coût moyen étant croissant, le coût marginal est également croissant et constamment supérieur au coût moyen. Pour un certain nombre d'analyses, c'est du reste le coût marginal qui est la notion la plus intéressante, et beaucoup d'études des coûts de dépollution sont conduites en termes de coûts marginaux. La fig. 18 présente le résultat de deux études célèbres. Notons incidemment que le coût d'un même pourcentage de réduction, disons 80 % des rejets polluants, varie considérablement d'une industrie à une autre ; nous retrouverons cette remarque à propos de la définition des politiques de lutte contre la pollution.

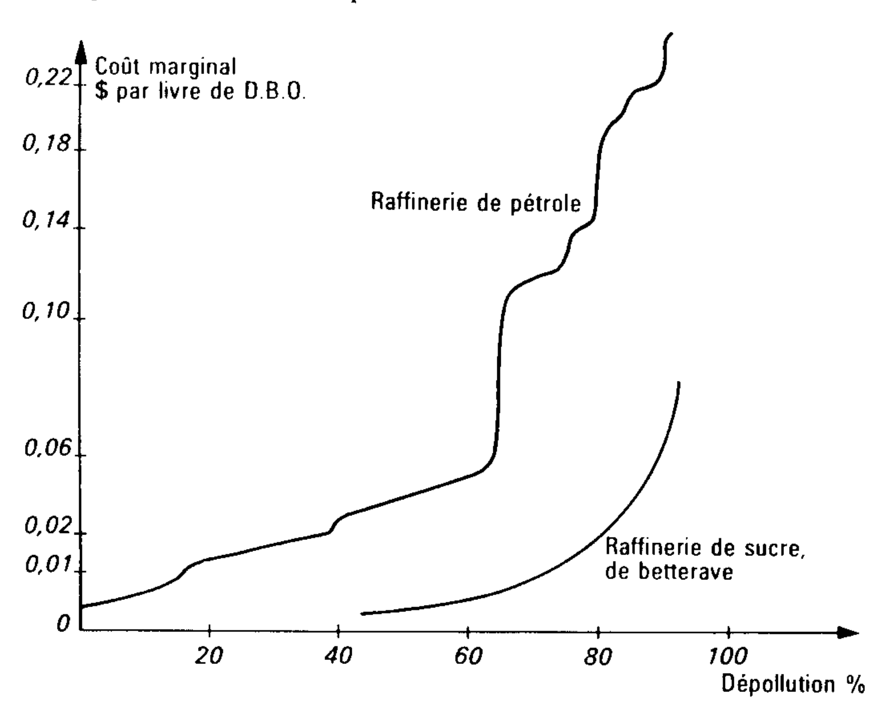


FIG. 18 — COÛT MARGINAL DE LA DÉPOLLUTION DANS UNE RAFFINERIE DE SUCRE DE BETTERAVE ET DANS UNE RAFFINERIE DE PÉTROLE

Source : C. Russel, cité dans Kneese et Schultze (1975) pp. 20-21.

L'important cas des automobiles fournira un dernier exemple de fonction de coût de dépollution. L'augmentation de coût associée à la mise en service de voitures moins polluantes est triple : ces automobiles coûtent plus cher à la production et à l'achat, elles coûtent plus cher à entretenir, elles consomment davantage d'essence. Ces flux de coûts ont été actualisés et additionnés. Le tableau 12 présente la valeur actuelle des coûts supplémentaires entraînés par différents ensembles de normes d'émission, par rapport aux normes de 1970. Plus exactement, il présente les coûts tels qu'ils furent estimés en 1973 ; la suite des événements, et notamment l'expérience des constructeurs japonais, montrèrent que ces estimations étaient grossièrement exagérées. Elles ne sont données ici qu'à titre d'illustration méthodologique.

Les fonctions de coût de pollution appellent un certain nombre de remarques. Les premières concernent la forme des courbes. Cette forme varie bien entendu selon les cas étudiés, mais d'une façon générale, on peut dire que ces courbes sont :

a) discontinues et
b) d'allure exponentielle.

Les courbes sont souvent discontinues parce que la dépollution s'obtient fréquemment par l'adjonction ou la substitution de dispositifs qui sont indivisibles. Pour réduire les rejets de poussières des fours à arc d'une aciérie, par exemple, (Atkins et Lowe, 1977, p. 42), on peut installer un système d'évacuation qui récupère 87,8 % des poussières, puis on peut y ajouter un capuchon suspendu, qui portera ce pourcentage à 97,3 % et on peut enfin ajouter aux deux équipements précédents un nettoyeur fixé au toit qui portera le pourcentage de dépoussiérage à 97,4 %. La courbe se compose seulement de 4 points, et la question du coût d'un dépoussiérage à 90 % n'a pas de réponse. Ce caractère discontinu qui n'est du reste pas généralisé — il suffit de penser aux cheminées d'usines dont le coût augmente très régulièrement avec la hauteur — n'empêche pas de s'interroger sur l'allure de la fonction.

Cette allure est clairement exponentielle. Les courbes de coût moyen et même les courbes de coût marginal ne sont pas linéaires. Le coût de la réduction d'une unité de pollution qui est d'abord faible, augmente rapidement, et devient grand. Partant d'une situation de pollution sérieuse, on peut généralement faire des progrès importants à un coût modeste. En revanche, les dernières unités de pollution sont souvent très coûteuses à éliminer, et le coût de la pollution nulle ou de la dépollution totale est parfois infini.

TABLEAU 12 – AUGMENTATION DU COÛT DES AUTOMOBILES EN FONCTION DES NORMES D'ÉMISSION (en $ de 1974)

Référence		Normes d'émission (Gr./mile) HC	CO	NO_x	Augmentation de coût ($ 1974)
E-U	1970	3,9	33,3	5,0	0
E-U	1972	3,0	28,0	5,0	158
E-U	1975	1,5	15,0	3,1	203
Calif.	1975	0,9	9,0	2,0	330
E-U	1976	0,41	3,4	2,0	361
E-U	1977	0,41	3,4	0,4	649

Source : *Air Quality and Automobile Emission Control*, vol. 4 *The Costs and Benefits of Automobile Emissions Control,* Serial, n° 93-24, Washington, D.C., US Government Printing Office, Sept. 1974, cité par Kneese (1977), p. 209.

Note : Les chiffres correspondent à la valeur actuelle des augmentations de coût par rapport aux automobiles observant les normes de 1970

Les exemples donnés l'expliquent assez clairement. On peut encore citer le cas des poussières des fours à arcs mentionné ci-dessus (qui est particulièrement frappant). Le coût des différents efforts de dépollution apparaît au tableau 13. On voit qu'il est plus coûteux de faire passer le taux de dépoussiérage de 87,8 % à 97,3 % que de 0 à 87,8 %, et surtout qu'il est beaucoup plus coûteux encore de pousser ce taux de 97,3 % à 97,4 %. Lorsqu'on atteint ce taux de 97,3 %, le coût de l'élimination du kilogramme de poussière supplémentaire est extraordinairement élevé.

TABLEAU 13 – COÛTS DE LA DÉPOLLUTION DES POUSSIÈRES, ACIÉRIE (Fours à arcs)

Dépollution (en %, niveau initial)				
Totale	0	87,8	97,3	97,4
Différentielle	87,8	9,5	0,1	
Coût d'investissement (en 10^6 $)				
Total	0	2	5	7,6
Différentiel ou marginal	2	3	2,06	
Coût annuel, par livre de poussière ($)				
Moyen	0	0,035	0,493	33,7
Marginal	0,035	4,7	35 217	

Source : Atkins et Lowe (1977), p. 43

D'autres remarques doivent être faites, relativement aux types de dépollution. Il importe en effet de distinguer entre la réduction de la pollution dans les usines existantes, et la réduction de la pollution dans les usines à construire. Pour réduire la pollution dans les usines (ou plus généralement les sources de pollution) existantes, il faut soit ajouter des équipements dépolluants, soit changer les équipements polluants. C'est ce que l'on pourrait appeler la dépollution par adjonction. Il en va différemment lorsqu'il s'agit d'usines à construire. La réduction de pollution sera obtenue au moyen de modifications des processus de production dans le cas d'une activité (ou d'une modification de la nature du produit dans le cas d'un produit polluant). On parlera ici de dépollution par modification.

Ces deux types de réduction de la pollution diffèrent d'un double point de vue.

Tout d'abord, le coût de la dépollution par adjonction est beaucoup plus facile à connaître que le coût de la dépollution par modification. Dans le premier cas, il suffit en effet de connaître la valeur des équipements ajoutés ou introduits en remplacement, qui ont été achetés sur le marché, ainsi que l'augmentation des coûts de fonctionnement. Dans le deuxième cas, au contraire, il faut définir une usine, un processus ou un produit de référence, afin de comparer les coûts associés à cette usine et les coûts associés à l'usine propre. Cette opération est très délicate à réaliser. Le nouveau procédé imaginé par les ingénieurs est, par définition, moins polluant que l'ancien ; mais, dans la plupart des cas, il n'est pas seulement moins polluant : il est aussi, par exemple, plus productif, plus capitalistique ou plus grand. Distinguer, dans l'augmentation de coût, les effets du facteur dépollution des effets des autres facteurs, est une tâche malaisée et à la limite, impossible. On peut en effet considérer l'obligation de réduire la pollution comme une contrainte qui oblige le producteur à repenser ses processus de production, et le force en quelque sorte, à des progrès technologiques qui sont globalement bénéfiques.

D'une façon générale cependant, on peut dire que le coût de la dépollution par modification est bien inférieur au coût de la dépollution par adjonction. La différence peut être considérable. La réduction du bruit des avions en fournit un exemple. Les avions à réaction de la première génération (Caravelles, Boeing 707, Douglas DC 8) sont des avions très bruyants ; mais il en coûte (pour une réduction du bruit d'environ 10 dBA) entre 6 et 10 millions de francs par appareil (Barde & Alexandre, 1974, p. 206). Les avions des générations suivantes (Boeing 727 et 747, Douglas DC 9 et DC 10 mais pas Concorde) pour lesquels la réduction de bruit a été recherchée dès le stade de la conception, sont beaucoup moins bruyants, et cette caractéristique a été obtenue à un coût qui semble modéré.

On notera que l'importance de la dépollution par modification est fonction de la vitesse avec laquelle se renouvelle le stock de capital productif — et polluant. Si le coefficient de capital reste constant, et si la production industrielle augmente à un taux de 7 % par an, le stock de capital double en 10 ans ; si le capital s'amortit linéairement en 20 ans, la moitié du capital aura disparu dans 10 ans ; pour les trois quarts, le stock de capital utilisé dans dix ans aura ainsi été créé dans les dix ans à venir. Avec des taux de croissance de la production moins élevés, le stock de capital se renouvelle évidemment moins rapidement mais il se renouvelle et dans une vision à moyen ou à long terme, les coûts de dépollution les plus intéressants sont donc bien les coûts de dépollution par modification.

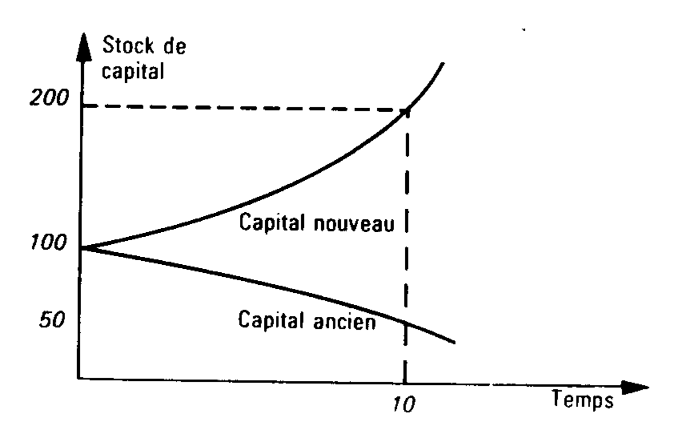


FIG. 19 — RENOUVELLEMENT DU STOCK DE CAPITAL

Une dernière remarque visera la difficulté de prévoir la forme des fonctions de coûts de dépollution. On peut en effet distinguer les coûts observés des coûts prévus. Cette distinction ne recoupe que partiellement la distinction précédente entre coût de la dépollution par adjonction et par modification. Les coûts observés, ou historiques, sont les coûts d'efforts de dépollution effectivement réalisés. Les coûts prévus, le sont par des ingénieurs et visent des efforts et des techniques de dépollution qui sont souvent à adapter ou à inventer — que ces techniques s'appliquent à des usines existantes ou à construire. Ce sont les plus intéressants (pour ne pas dire les seuls intéressants), du point de vue de la définition des politiques.

Le point crucial ici est que les coûts prévus sont fréquemment surestimés, pour deux raisons.

La première est que ces estimations sont généralement le fait des producteurs eux-mêmes, qui sont naturellement tentés de surestimer les coûts qu'ils auront à supporter afin d'inciter les autorités politiques à fixer un niveau de dépollution moins sévère.

La seconde est que beaucoup de gens tendent à sous-estimer les extraordinaires possibilités de la technologie. Lorsque la volonté de résoudre un problème existe, il est rare que l'on ne trouve pas une solution technologique satisfaisante.

Le cas des producteurs d'automobiles relativement aux coûts entraînés par la production de voitures moins polluants peut être cité à cet égard. En 1972, un amendement au Clean Air Act, dit amendement Muskie, fut voté par le Congrès des États-Unis. Ce texte prévoyait que les automobiles mises sur le marché à partir de 1975 rejetteraient moins de 0,25 g d'oxydes d'azote au km (0,4 g au mile). La même norme fut, peu de temps après, adoptée par le Parlement japonais. Discrètement au Japon, bruyamment aux États-Unis, les constructeurs expliquèrent qu'il était techniquement impossible de produire des automobiles respectant cette norme, ou bien que cela n'était possible qu'à un coût considérable. En conséquence, le Congrès des États-Unis ajourna *sine die* la mise en application de ce texte. Les autorités japonaises accordèrent un délai de 2 ans, mais ne cédèrent pas. En 1976, les principaux constructeurs japonais ont annoncé qu'ils avaient trouvé le moyen de fabriquer des automobiles rejetant moins de 0,25 g d'oxydes d'azote au km. Le coût de production de ces automobiles s'en trouvera augmenté de moins de 5 %.

La prévision des coûts soulève donc un problème délicat, et dans certains cas, insoluble. Les coûts de la dépollution sont inconnus parce qu'ils sont des coûts de techniques elles-mêmes inconnues. Les estimations de coûts prévus doivent donc être maniées avec beaucoup de prudence.

III — L'importance des coûts de la dépollution

Les coûts de dépollution n'ont pas seulement un caractère potentiel, virtuel ; ils sont aussi une réalité. La plupart des pays développés ont imposé des contraintes ou entrepris des actions qui se traduisent par des dépenses et des coûts effectifs.

Ces coûts sont à la fois privés et publics. Les coûts publics sont les coûts supportés en première analyse par l'État ou par les collectivités locales ; les coûts privés sont supportés, toujours en première analyse par les pollueurs. lueurs.

On peut aussi distinguer entre deux autres types de coûts. Les uns visent directement la réduction de la pollution : c'est le cas des dépenses de ramassage des ordures ou d'épuration des eaux usées. Les autres ne contribuent qu'indirectement à cet objectif : c'est le cas des dépenses relatives au contrôle de la législation anti-pollution, à la collecte d'informations ou à la recherche scientifique et technique. Ces coûts indirects ou annexes sont principalement le fait de l'État et des collectivités locales.

C'est évidemment le total de ces coûts qui est représentatif de l'effort effectué par un pays. La seule considération des coûts publics en particulier peut être trompeuse. Elle reflète des arrangements institutionnels, qui n'ont rien à voir avec l'effort effectif. Le ramassage des ordures, par exemple, peut être selon les pays, et même selon les agglomérations d'un même pays, public ou privé.

L'évaluation des coûts publics pose un problème de champ : faut-il inclure dans les dépenses anti-pollution les dépenses relatives aux égouts ? celles qui sont relatives aux barrages ? celles qui favorisent le recyclage ? celles qui encouragent les économies d'énergie ? Les définitions et les nomenclatures statistiques sont toujours un peu arbitraires ; elles le sont beaucoup en l'espèce. Aucune normalisation internationale n'existe encore dans ce domaine. On peut ajouter que la collecte statistique est compliquée par le fait que les dépenses visées sont généralement le fait de plusieurs ministères ou entités administratives et de milliers de collectivités locales.

L'estimation des coûts privés n'est pas moins difficile. Comment distinguer dans le prix d'un équipement nouveau la part imputable au contrôle de la pollution ? Quel niveau de pollution de départ choisir, puisque la notion de coût n'a de sens que rapportée à une réduction du niveau de pollution ? La plus grande prudence est donc nécessaire pour l'interprétation des chiffres publiés.

On ne dispose d'évaluations *du coût économique global* de la dépollution que pour les États-Unis (C.E.Q., 1975, p. 564) et pour le Japon (Prud'homme, 1977, p. 94). Le chiffre calculé pour les États-Unis, qui semble assez sûr, s'élevait pour 1974, à 21,6 milliards de dollars, soit environ 1,5 % du P.N.B. L'estimation proposée pour le Japon, faite pour l'année 1975, correspondait à 1,7 % du P.N.B. de ce pays. L'effort de ces deux pays est sans doute relativement plus important que l'effort entrepris ailleurs, à l'exception peut-être de la Suède. On peut suggérer que le coût de la dépollution représente, dans les autres pays, développés, et notamment en France, environ 1 % du P.N.B. On remarquera que les estimations — également très fragiles — retenues pour les coûts de la pollution étaient sensiblement supérieures. On peut conclure sans trop grand risque d'erreur,

que la pollution coûte davantage que la dépollution dans nos sociétés. On peut, en tous cas, affirmer qu'il en était ainsi à la fin des années soixante, lorsque les efforts et les coûts de dépollution étaient faibles.

En 1973, les représentants des pays membres de l'O.C.D.E. s'étaient efforcés de projeter le coût économique global des mesures de dépollution envisagées pour 1975 et 1980. Les résultats, assez peu fiables, de cet exercice sont présentés au tableau 14.

TABLEAU 14 — COÛT ÉCONOMIQUE DES PROGRAMMES DE DÉPOLLUTION ENVISAGÉS EN 1973 POUR 1975 ET 1980, PAYS CHOISIS (en % du P.N.B.)

	1975	1980
Japon	1,4 - 3,3	n.d.
États-Unis	0,8	1,4
Allemagne	0,5	n.d.
Suède	0,2 - 0,6	n.d.
Pays-Bas	0,4	1,2
Royaume-Uni	n.d.	0,1 - 0,4
Italie	0,3	1,0

Source : O.C.D.E., (1964), p. 31

La structure de ces coûts économiques totaux n'est guère connue avec précision que pour les États-Unis. Une répartition par type de pollution et d'agent est donnée au tableau 15. Ce tableau montre que l'ordre de grandeur des coûts privés est à peu près comparable à l'ordre de grandeur des coûts publics. Les données disponibles pour le Japon vont dans le même sens.

TABLEAU 15 — COÛTS DE LA DÉPOLLUTION, PAR TYPE DE POLLUTION ET D'AGENT, ÉTATS-UNIS, 1974 (milliards de $)

	Air	Eau	Déchets	Total
Coûts publics	0,2	7,4	1,5	9,1
Coûts privés	7,9	2,5	2,1	12,5
Industries	1,8	2,3		
Services publics	1,0	0,2		
Automobiles	5,1	-		
Total	8,1	9,9	3,6	21,6

Source : C.E.Q., (1975), p. 564

Le tableau 15 montre également les coûts respectifs de la lutte contre la pollution de l'air et de l'eau — d'importance comparable — ainsi que contre les déchets solides — moitié moins importants. Cette étude américaine a également un peu éclairé la question de la part relative des coûts de fonctionnement et des coûts de capital. Aux États-Unis, les coûts de fonctionnement apparaissent comme légèrement plus importants que les coûts de capital (intérêts et amortissement). En recueillant seulement des informations relatives aux dépenses d'investissement, comme on le fait trop souvent, on s'interdit donc de comprendre correctement l'évolution et d'analyser la structure des coûts. La pauvreté des données relatives aux coûts économiques totaux souligne l'intérêt d'études sur ce thème. On est un peu mieux informé sur certains *coûts partiels*.

On dispose, pour la France, d'une « évaluation du coût de la prévention de la pollution atmosphérique » dans l'industrie (Bouscaron et Detrie, 1974). Ces auteurs ont essayé de chiffrer, industrie par industrie, le coût des investissements à engager entre 1970 et 1975 pour atteindre des objectifs ambitieux (dits hypothèse forte) et des objectifs plus modestes (dits hypothèse faible) de dépollution. Ils estiment les coûts d'amortissement et de fonctionnement correspondants pour 1975. En y ajoutant les coûts de l'intérêt du capital[1] et en actualisant les chiffres des auteurs, on obtient un coût économique pour 1975 compris entre 592 et 914 millions de francs 1975. Ces chiffres représentent respectivement 0,04 % et 0,06 % du P.N.B. de 1975. Ces taux, obtenus en rapportant des grandeurs prévisionnelles et estimées à une grandeur effective et calculée, doivent évidemment être interprétés avec précaution. Ils apparaissent particulièrement faibles.

Les données relatives aux investissements (publics et privés) sont beaucoup plus nombreuses. Le tableau 16 présente pour plusieurs pays de l'O.C.D.E. les investissements anti-pollution privés, rapportés au total des investissements privés et au P.N.B. Au Japon, et surtout aux États-unis, des enquêtes annuelles auprès des entreprises permettent de bien connaître la structure par branche de ces investissements de dépollution, ainsi que leur évolution dans le temps. Deux faits peuvent être soulignés.

Le premier est que ces dépenses sont très inégalement réparties entre les industries. Au Japon, comme aux États-Unis, 5 secteurs (la sidérurgie, le pétrole, l'électricité, les pâtes et papiers, la chimie) engagent 70 % des investissements de dépollution. Dans ces secteurs importants — mais atypiques du point de vue de la pollution — le ratio des investissements de

1. La durée moyenne d'amortissement des équipements est d'environ 20 ans. Les amortissements d'une année représentent donc environ 5 % du capital. Avec un taux d'intérêt de 10 %, le coût d'opportunité du capital représente à peu près le double des amortissements.

dépollution par rapport aux investissements totaux était élevé. En 1974, il était supérieur à 10 % aux États-Unis et à 20 % au Japon. On notera cependant que 1974 était une année de crise, pendant laquelle le niveau des investissements productifs était bas, et aussi que beaucoup de ces investissements de dépollution visaient à équiper le stock de capital tout entier ; en sorte que ces taux ne sont sans doute pas significatifs des taux moyens qui s'établiront à plus long terme.

TABLEAU 16 – IMPORTANCE RELATIVE DES INVESTISSEMENTS DE DÉPOLLUTION, PAYS CHOISIS, 1974

	Relativement au total des investissements privés (en %)	Relativement au P.N.B. (en %)
Japon	4,0	1,0
États-unis	3,4	0,4
Pays-Bas	2,7	0,3
Suède	1,2	0,1
Allemagne	2,3	0,3
Norvège	0,5	0,1

Source : Prud'homme, (1977), p. 70

TABLEAU 17 – INVESTISSEMENTS PUBLICS DESTINÉS A LA PROTECTION DE LA NATURE ET DE L'ENVIRONNEMENT, PAR SECTEUR, FRANCE, 1975, (en millions de francs)

Eaux continentales et marines[a]	3 309
Air et sol[b]	29
Épuration et assainissement	2 693
Déchets et bruit	396
Protection du patrimoine écologique[c]	79
Aménagement du cadre de vie[d]	905
Total	7 414

Source : B.I.P.E., (1976), p. 18-19

Notes : *a* Y compris alimentation en eau potable, aménagements hydrauliques des terres agricoles et défense contre les crues.
b Y compris la lutte contre l'érosion et la fixation des dunes.
c Y compris la défense des forêts contre les incendies.
d Y compris les gites communaux, les acquisitions d'espaces verts, les aménagements forestiers, les équipements piscicoles.

Le second est que ces dépenses d'investissement ont augmenté rapidement au cours des années passées. Au Japon, et rapportées au P.N.B., elles ont plus que doublé entre 1970 et 1975. Aux États-Unis, exprimées en dollars constants, elles ont plus que quadruplé entre 1968 et 1974.

Le tableau 17 présente une évaluation de l'ensemble des investissements publics réalisés en France, en 1975, pour la protection de la nature et de l'environnement. Les rubriques montrent que le champ retenu déborde le champ de la dépollution *stricto sensu*. Les investissements recensés sont ceux qui ont été effectués par les « administrations » au sens de la comptabilité nationale, c'est-à-dire par l'État, les collectivités locales, les organismes semi-publics d'action économique, la Sécurité sociale et les administrations privées.

5. Les objectifs des politiques

Définir une politique, c'est choisir simultanément des objectifs et les moyens qui permettront de les atteindre. Les notions d'objectifs et de moyens sont relatives. Les « graphes d'objectifs » qui étaient à la mode au début des années 70 ont notamment montré que dans la hiérarchie des actions, l'action de rang n est à la fois un objectif servi par les actions de rang $n-1$ et un moyen au service des actions de rang $n+1$. On pourrait donc voir dans la définition de niveaux de pollution un moyen pour atteindre ces objectifs ultimes que serait la protection de la santé ou des biens. Il semble préférable de considérer ces niveaux comme les objectifs des politiques de lutte contre la pollution, et de regarder les contraintes apportées aux émissions de polluants comme les moyens propres à atteindre ces objectifs.

Les autorités politiques doivent définir pour chaque polluant un niveau, ou plus exactement des niveaux, à ne pas dépasser. Ces niveaux sont souvent appelés normes de qualité ou d'ambiance. Le choix de ces objectifs peut en principe être éclairé par un certain nombre de considérations théoriques. Nous verrons ensuite comment il s'effectue en réalité.

I — La théorie de la détermination des objectifs

L'écologie ne fournit aucun modèle théorique de détermination des objectifs de la lutte contre la pollution ; elle montre les conséquences et les dangers de la pollution, et suggère le niveau zéro de pollution comme objectif souhaitable. L'économie dispose d'un modèle de choix qui s'appuie sur les fonctions de pollution et de dépollution étudiées précédemment. Ce modèle est certes discutable, mais il a le mérite d'exister. C'est un modèle de minimisation des coûts totaux. A chaque niveau de pollution sont associés des coûts, qui sont des coûts de pollution et de dépollution. Il existe un niveau pour lequel ces coûts sont minimaux. C'est ce niveau, dit optimal, ou niveau de la pollution optimale, ou encore niveau de la dépollution optimale, qui doit être pris comme objectif de la politique.

Ce modèle n'est pas toujours accepté par les militants de l'environnement. Ceux-ci ont tendance à ne considérer que la courbe des coûts de la pollution. Ils en concluent que la meilleure solution est celle qui minimise

ou plutôt qui annule ces coûts, c'est-à-dire la dépollution totale. C'est oublier que la dépollution a un coût. A vrai dire, les partisans de la pollution zéro n'ignorent pas totalement ce coût, mais ils choisissent de l'ignorer parce qu'il est supporté par l'industrie ou par l'État. C'est être bien naïf que de croire qu'une dépense n'est pas un coût pour la collectivité parce qu'elle est effectuée par l'industrie ou par l'État. Les dépenses effectuées par les industriels sont répercutées dans le prix des produits et payées par les consommateurs. Les dépenses effectuées par l'État (ou les collectivités locales) sont répercutées dans les impôts, et payées par les contribuables, à moins qu'elles ne se traduisent par une réduction dans la quantité (ou la qualité) des autres services publics également financés par l'impôt. Dans tous les cas, ces dépenses entraîneront une réduction de la quantité des biens produits et consommés, et des satisfactions attachées à cette consommation, réduction qui est finalement de même nature que la réduction de satisfaction attachée à l'existence de la pollution. Encore une fois il ne s'agit pas de proposer de réduire le coût de la dépollution à zéro, en ne faisant aucun effort de dépollution. Il s'agit de montrer que ce coût doit être pris en compte en même temps que le coût de la pollution.

Plus profondément, le choix d'un objectif de pollution (ou de dépollution) est une question d'allocation des ressources. Les ressources — en travail, en capital — dont nous disposons sont, à un moment donné, en quantité limitée : celles qui seront allouées à la dépollution ne seront pas allouées à la production de biens. La dépollution et les biens sont également désirables. Le problème est de savoir quelles quantités de biens et de dépollution choisir pour maximiser la satisfaction. C'est ce choix que le modèle économique est susceptible d'éclairer. Il se formalise simplement. Soit :

$D = f(P)$, la fonction de dommage de pollution ;
$C = g(P)$, la fonction de dépollution ;

On cherche P_m, la valeur de P qui minimise

$$T = D + C$$

Ce modèle est susceptible d'une représentation graphique simple. On considère les niveaux possibles de pollution (P) en un lieu. Il est commode (mais non nécessaire) d'imaginer que cette pollution provient d'une seule source et d'assimiler les émissions de polluant aux concentrations de polluant, c'est-à-dire à P. Aux différentes valeurs de P, correspondent différentes valeurs du coût des dommages et du coût de la dépollution. Ces deux fonctions sont représentées par les courbes D (coûts totaux des dommages) et C (coûts totaux de la non-pollution). La courbe T (coûts totaux globaux) figure la somme des deux courbes précédentes.

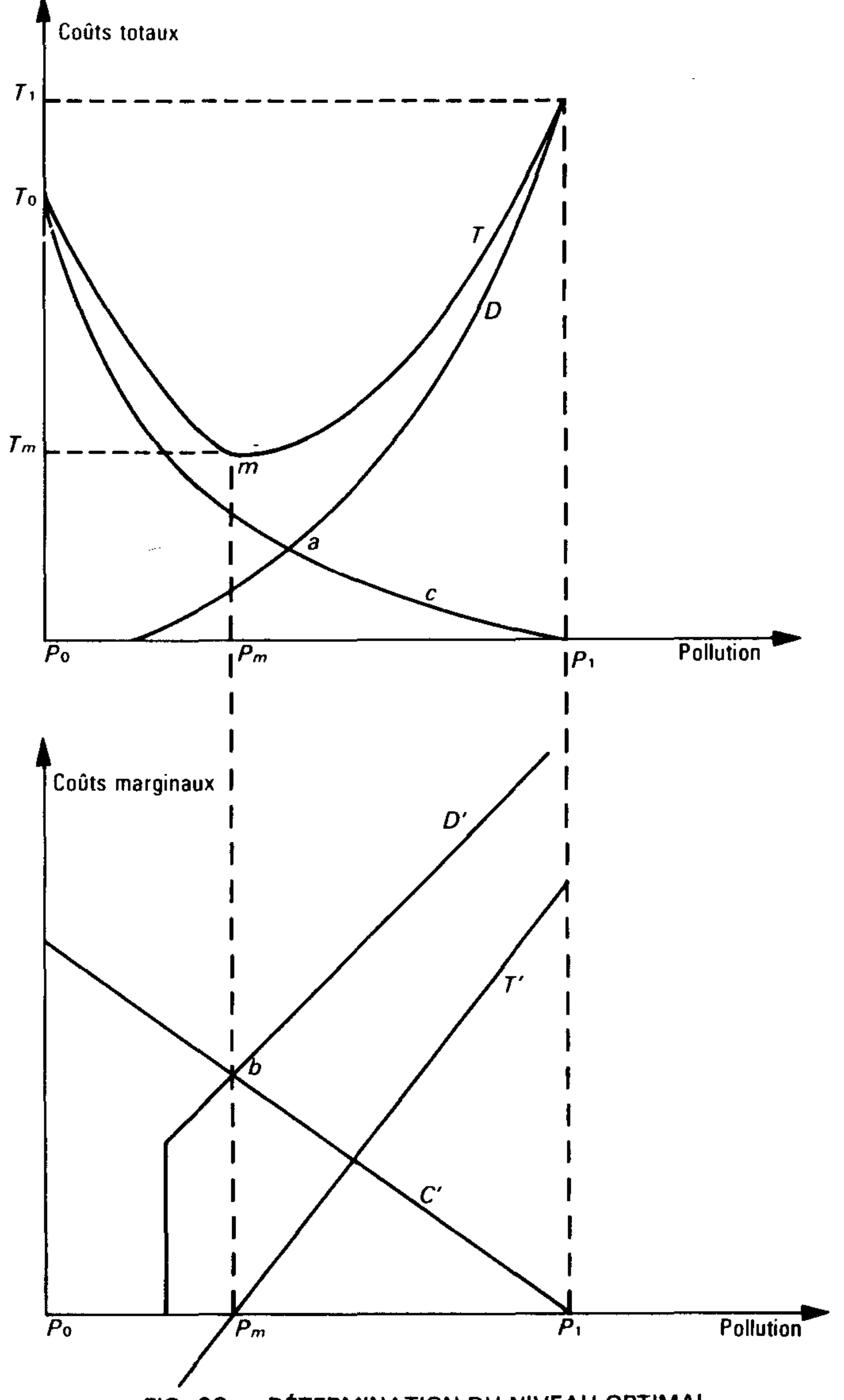


FIG. 20 — DÉTERMINATION DU NIVEAU OPTIMAL DE POLLUTION

En l'absence de politique, le niveau de pollution s'établirait en P_1. Le coût de la dépollution serait nul — c'est la raison pour laquelle les entreprises choisiraient ce niveau, qui minimiserait leurs coûts — mais le coût des dommages serait élevé. La politique de pollution nulle n'est pas non plus la meilleure. Si le niveau de pollution était réduit à P_0, le coût des dommages serait nul, mais le côut de dépollution serait élevé, et le coût global C_0 égal alors au coût de la dépollution, serait élevé. La politique qui minimise les coûts correspond au niveau de pollution P_m, pour lequel le coût global est égal à T_m. On notera que le niveau P_m n'est pas défini à partir du point a, où s'intersectent D et C, mais à partir du point m où T est minimal.

La même analyse peut être représentée à la marge. D' est le coût marginal des dommages, C' le coût marginal de non-pollution, T' le coût marginal global. L'intersection en b de C' et de D' détermine le niveau optimal P_m de pollution. Lorsque le niveau de pollution est plus élevé que P_m, le coût marginal des dommages est plus élevé que le coût marginal de non-pollution ; en réduisant la pollution d'une unité, on économise en dommage plus que ce que l'on ne perd en coût de dépollution : il y a intérêt à réduire la pollution. Ceci reste vrai tant que le niveau de la pollution est plus élevé que P_m. Inversement, il est facile de voir que l'on a intérêt à augmenter le niveau de pollution tant que celui-ci est inférieur à P_m. P_m est donc le niveau optimal.

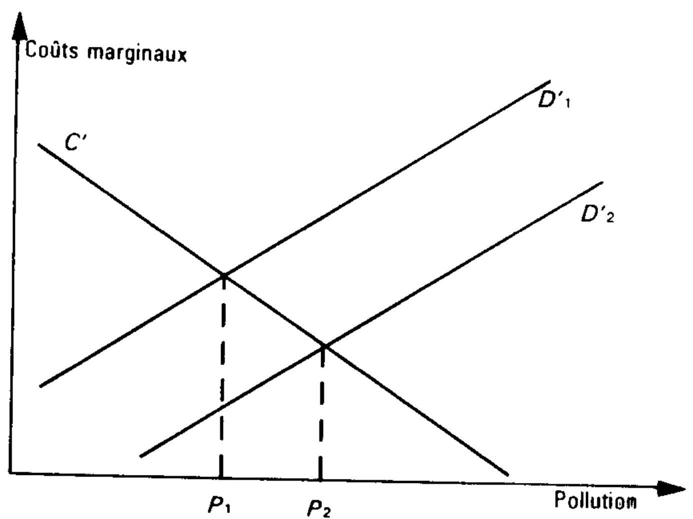


FIG. 21 — DÉTERMINATION DU NIVEAU OPTIMAL DE POLLUTION LORSQUE LE COÛT DES DOMMAGES DE POLLUTION VARIE

Le modèle permet de comprendre que les objectifs de dépollution peuvent et doivent varier de pays à pays et dans un même pays au cours du temps (voir fig. 21). Soit une pollution potentielle donnée, correspondant à une production ou à une usine donnée. La courbe du coût marginal de dépollution C' est donnée. Mais la courbe de coût marginal des dommages D' est variable. Elle varie avec la perception des dommages, avec le poids attaché à la gêne qu'ils apportent, qui n'est pas le même dans tous les pays. Si la courbe D'_1, par exemple, correspond à la gêne éprouvée dans un pays développé, la courbe D'_2 correspondra à la gêne éprouvée dans un pays moins développé. La valeur attachée à la dépollution relativement à la valeur attachée aux biens sera moins grande dans ce dernier pays. Le niveau optimal de pollution se déplacera de P_1 à P_2. Il est donc parfaitement raisonnable que des pays ayant des niveaux de vie différents choisissent des objectifs différents.

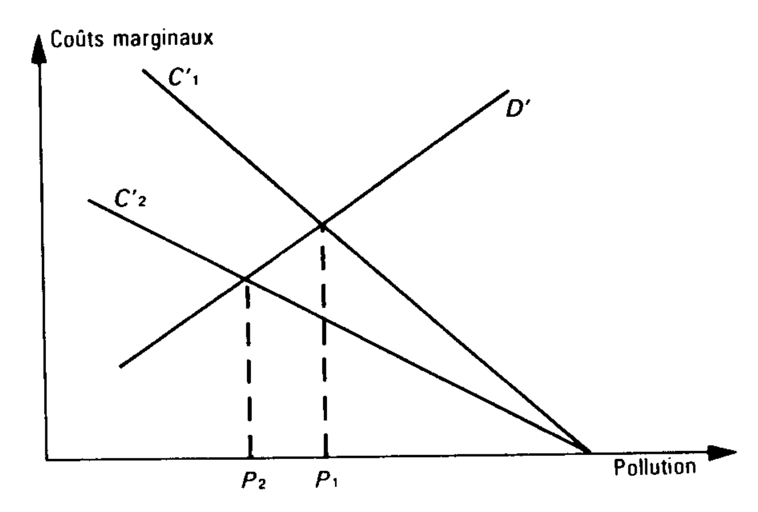


FIG. 22 — DÉTERMINATION DU NIVEAU OPTIMAL DE POLLUTION LORSQUE LA TECHNIQUE DE DÉPOLLUTION VARIE

Imposer le niveau P_1 aux pays pauvres, qui ont une courbe de coût de dommage D_2, serait les obliger à dépenser plus qu'ils ne le désirent pour la dépollution, c'est-à-dire moins qu'ils ne le désirent pour la production de biens. En revanche, l'harmonisation des objectifs de pollution est souhaitable pour les pays qui valorisent de la même façon les dommages. La fig. 21 montre également comment les objectifs optimaux peuvent se déplacer dans le temps. L'élévation du niveau de vie se traduit par une valorisation

plus grande d'un dommage donné, c'est-à-dire par un déplacement de D'_2 en D'_1, qui entraîne tout naturellement un déplacement de l'objectif optimal de P_2 en P_1.

Le modèle montre également que l'objectif de pollution doit varier en fonction des techniques de dépollution (voir fig. 22). A une technique donnée, correspond une courbe de coûts de dépollution C'_1, qui permet de définir un niveau optimal de pollution P_1. Soit une innovation technologique qui abaisse les coûts de dépollution et transforme C'_1 en C'_2. On voit immédiatement que le niveau optimal se trouve abaissé de P_1 à P_2.

On a dit que le rejet global de ce modèle d'optimisation était une attitude qui ne résistait guère à l'analyse. Il ne s'ensuit pas que le modèle est à l'abri de toute critique.

On peut, notamment, observer que les coûts et les bénéfices associés à la dépollution ne sont pas nécessairement supportés par les mêmes individus et donc que l'opération qui consiste à les comparer est dénuée de sens, ou pire, mystificatrice. C'est sans doute ce que pensent ceux qui veulent ignorer les coûts de la dépollution : ils considèrent plus ou moins confusément que ces coûts seront supportés par des populations autres que celles auxquelles ils s'intéressent, et qui sont celles qui souffrent de la pollution. Cette argumentation n'est pas dénuée de fondement. Il est vrai que l'analyse coûts-bénéfices et le modèle de pollution optimale ignorent l'impact redistributionnel des actions envisagées. Il s'ensuit que la politique préconisée peut, dans certains cas, nuire gravement à certains groupes défavorisés.

Un exemple frappant à cet égard, et souvent cité, est celui de la localisation des aérodromes. Le niveau de pollution est ici défini par la distance de l'aérodrome à la ville. Lorsque l'aérodrome est proche de la ville, beaucoup de gens sont gênés par le bruit et le coût de la pollution est élevé. Dépolluer, c'est éloigner l'aérodrome de la ville. Le coût de la dépollution qui est l'augmentation du coût des déplacements de la ville à l'aérodrome, augmente. On peut analyser ces coûts et chercher la distance à la ville — le niveau de pollution — qui les minimise. Ce faisant, on met en balance les pertes de temps des gens qui prennent l'avion et la gêne de ceux qui habitent près de l'aérodrome, coûts qui concernent deux catégories sociales bien distinctes. L'analyse économique sert ici à masquer le caractère conflictuel du problème posé.

Cette critique, formulée depuis bien longtemps déjà par les économistes, a suscité une abondante littérature. Une réponse classique consiste à dire qu'il est analytiquement utile de distinguer entre l'allocation des ressources

qui permet de « produire » la plus grande quantité de « satisfactions » possible, y compris celles qui sont liées à la dépollution, et la répartition de ces satisfactions entre les individus. Le problème de l'allocation est celui qu'éclaire le modèle de la pollution optimale. Le problème de la répartition est un autre problème, également important, qui doit être résolu par d'autres moyens, et, notamment par les moyens fiscaux. Le danger que ce problème ne soit pas résolu, évidemment très sérieux, doit être inlassablement dénoncé. Mais ce n'est pas parce que le modèle étudié ne résout qu'un problème sur deux qu'il doit être rejeté.

On sait depuis longtemps (Scitowsky, 1941) que cette réponse classique n'est pas acceptable en toute rigueur : les décisions relatives à l'allocation des ressources et celles relatives à la distribution ne sont pas totalement indépendantes. C'est pourquoi il est utile d'étudier explicitement les implications distributives des politiques de l'environnement. On peut en distinguer trois.

Tout d'abord, les bénéfices de ces politiques sont distribués inégalement. La réduction de la pollution profite inégalement aux différents groupes sociaux parce qu'ils ne sont pas également affectés par la pollution. Les données empiriques ne sont ni nombreuses ni concordantes, sur cette inégale distribution initiale des coûts de la pollution. Des études américaines font apparaître pour plusieurs agglomérations (Kansas City, Saint Louis, Washington) de bonnes corrélations négatives entre taux de pollution atmosphérique et revenus : ce sont les plus pauvres qui vivent dans les zones les plus polluées. Le même phénomène semble se produire pour le bruit. Une diminution de la pollution qui porterait sur les pointes, et même une diminution qui serait proportionnelle, bénéficierait davantage aux pauvres qu'aux riches.

Un deuxième aspect concerne la distribution des coûts des politiques. Cette distribution dépend du mode de financement des coûts. Si les coûts sont supportés par les pollueurs, c'est-à-dire par les produits, et donc par les consommateurs, ils sont assimilables à des impôts indirects. Mais comme le taux de cet impôt varie avec la nature des produits, il est difficile de dire, sans une analyse de la structure de la consommation en fonction du revenu, comment cet impôt est réparti. Il est cependant probable que cet impôt a un caractère régressif. C'est ce qu'une étude américaine (C.E.Q., 1973, p. 105) tend à montrer. Si les coûts sont financés par l'impôt, leur incidence dépend évidemment de la structure de l'impôt. On notera pourtant que les impôts dont il s'agit sont généralement les impôts locaux, qui sont fréquemment régressifs. On peut donc craindre, au total, que les coûts de la dépollution pèsent plus lourdement sur le revenu des pauvres que sur

celui des riches. Il y a plus. La hausse des prix et des impôts n'est pas la seule conséquence économique des dépenses de lutte contre la pollution. Ces dépenses vont aussi entraîner des changements dans l'activité et dans l'emploi, dont on peut craindre qu'ils frappent plus durement les classes les plus défavorisées que les autres.

Le problème a une troisième dimension. Même si les bénéfices et les coûts étaient également répartis entre les groupes sociaux, il n'est pas sûr que les groupes les plus défavorisés y trouveraient leur compte. On peut en effet penser que la satisfaction attachée par chaque groupe social à la réduction de la pollution est variable. L'environnement est, sans doute, une sorte de « bien de luxe » dont l'élasticité de la demande augmente avec le revenu. Pour ceux qui ont des revenus faibles, cette élasticité est faible, plus faible en tout cas que celle de la demande des autres biens. Comme le dit Baumol (1972), le taux marginal de substitution entre le bien environnement et les autres biens est plus élevé pour le riche que pour le pauvre. Si les décisions relatives au niveau de cette substitution, c'est-à-dire à l'objectif des politiques de dépollution, se font sur la base d'un taux « moyen », elles vont augmenter la satisfaction du riche, et réduire celle du pauvre.

La mise en œuvre du modèle de minimisation des coûts risque donc de conduire à des objectifs de dépollution qui, du point de vue des pauvres, seront exagérément élevés. Les représentants des pauvres du reste, ne s'y trompent guère. Les partis et les syndicats ouvriers dans la plupart des pays développés, les dirigeants de la communauté noire aux États-Unis, ont toujours été assez réticents à l'égard des « croisades écologiques ». Celles-ci sont généralement animées et alimentées par des titulaires de revenus élevés. En d'autres termes, la « critique redistributionnelle » du modèle de pollution optimale est fondée, mais elle ne conduit pas du tout à justifier des niveaux de pollution plus faibles que ceux que préconise le modèle.

Une autre critique peut être formulée à l'encontre du modèle présenté : il est trop simple et figure mal la réalité. Elle est évidemment mal fondée. Un modèle est par définition une représentation simplifiée de la réalité. Il est exact que ce modèle néglige des dimensions qui sont souvent importantes pour l'analyse du problème et la définition des objectifs d'une politique. Les théoriciens ont été les premiers à s'en apercevoir. Et ils ont proposé toutes sortes d'additions et de raffinements. De nombreux modèles, notamment, introduisent explicitement le temps et l'espace dans l'analyse (voir encart). En vérité, cet enrichissement du modèle de base constitue une véritable branche de la théorie économique. L'intérêt de ces développements récents est inégal, mais il est rarement nul.

Modèles de détermination des objectifs des politiques
avec prise en compte du temps et de l'espace

Le modèle simple ignore le temps. Il postule, entre le rejet de polluants et le dommage, une liaison simple telle que la réduction du rejet entraîne immédiatement la réduction du dommage. Ce cas est fréquent mais pas général. Certains polluants, non ou peu biodégradables, s'accumulent et les dommages qu'ils créent sont fonction, non des émissions de cette période, mais des émissions cumulées jusqu'à cette période. Dans ce cas, l'objectif à définir ne concerne pas seulement le niveau de pollution de la première période, mais celui de toutes les périodes consécutives. Le modèle de choix se formalise de la manière suivante. Soit :

$p(t)$ l'émission de pollution de l'année t ;

$P(t)$ la pollution cumulée en t ; $P(t)$ est une fonction de $p(0)\, p(1)\, p(2) \ldots p(t)$, qui dans le cas de l'accumulation totale est la somme de ces variables ;

$C(t)$ le coût de la dépollution correspondant à $p(t)$;

$D(t)$ le coût des dommages engendrés par $p(t)$;

T le coût total actualisé, somme de la somme de tous les coûts de dépollution actualisés et de la somme de tous les coûts des dommages actualisés, qui s'écrit :

$$T = \Sigma^t \frac{C(t)}{(1+r)^t} + \Sigma^t \frac{D(t)}{(1+r)^t}$$

On cherche la séquence de $p(t)$ qui minimise T ; de cette séquence de $p(t)$, on peut déduire la séquence de $P(t)$ qui lui est associée.

L'objectif se définit donc par une suite de normes. Il peut a priori, prendre toutes sortes de formes qu'indique la fig. 1 :

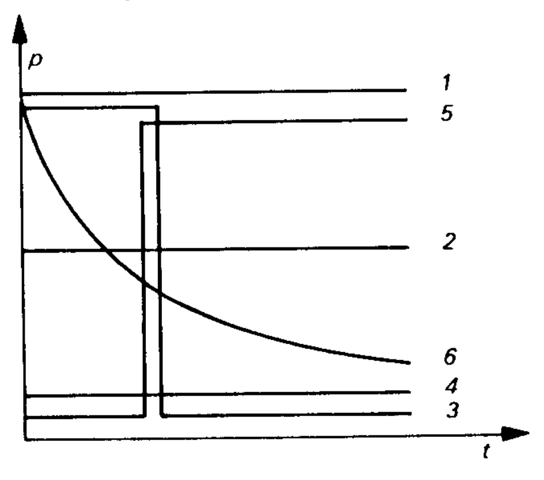


FIG. 1

dépollution totale pour toutes les périodes *(4)*, pour les premières périodes *(5)*, ou pour les dernières périodes seulement *(3)* ; aucune dépollution *(1)* ; dépollution moyenne pour toutes les périodes *(2)* ; etc. Quelle est parmi toutes ces formes celle qui minimise les coûts ?

La solution du problème, qui est techniquement complexe, a été trouvée (notamment par l'Université de Liège, pour le compte de l'O.C.D.E.). Elle est extrêmement sensible à la forme des fonctions de coûts (des dommages et de la dépollution), ainsi qu'à la valeur du taux d'actualisation. En fait, selon la valeur des paramètres des fonctions de coût et du taux d'actualisation, tous les objectifs représentés à la fig. 1 peuvent être optimaux. Plus le coût d'actualisation est faible, plus l'exposant de la fonction de coût des dommages est élevé, plus un objectif sévère, du type *(4)*, s'impose.

Le modèle classique suppose que l'espace pour lequel on définit une politique est homogène, unique, et que les niveaux de pollution choisis pour tous les points de cet espace peuvent être identiques. En réalité, l'espace n'est pas homogène ; le décideur peut jouer de cette hétérogénéité. Dans certains cas, il minimisera les coûts totaux en définissant des gammes d'objectifs. Soit deux rivières identiques R_1 et R_2, qui sont proches l'une de l'autre ; soit également deux usines identiques U_1 et U_2, qui sont localisées respectivement près de R_1 et R_2. Considérons d'abord la pollution émise par les déversements de U_1 dans R_1.

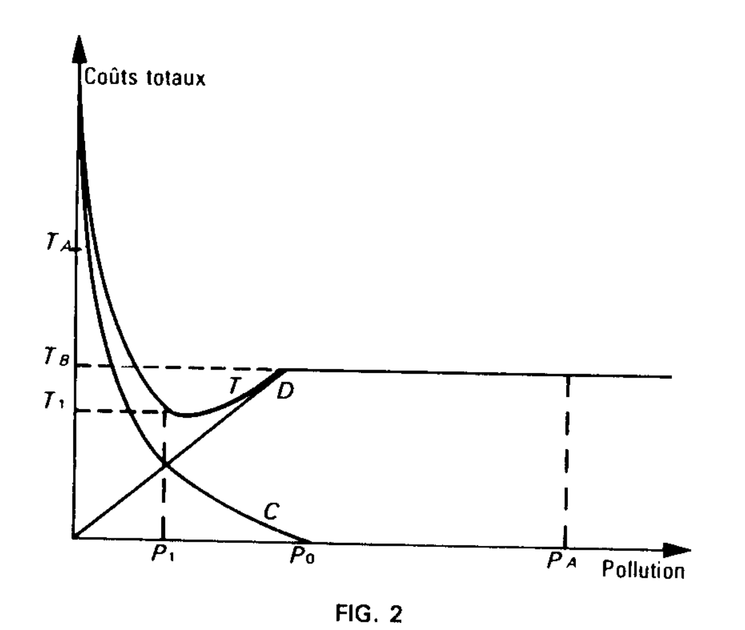


FIG. 2

La fig. 2 présente les courbes de coût de dépollution *(C)*, de pollution *(D)* et total *(T)*. On remarquera la forme atypique de la courbe D ; elle reflète le fait que le dommage causé par la pollution à la rivière cesse de croître au-delà d'un certain niveau de pollution : lorsque la rivière est devenue inutilisable pour la baignade, la pêche et même le canotage, la pollution supplémentaire ne la rend ni plus ni moins utilisable. Si l'objectif à choisir concernait seulement la rivière R_1, il devrait être fixé en P_1, niveau de pollution qui minimise le coût total au niveau T_1.

Mais l'objectif à choisir concerne à la fois R_1 et R_2. Une première solution que nous appellerons solution A, consiste à étendre à R_2 l'analyse faite pour R_1 et à fixer pour chacune des deux rivières le même objectif P_1 ; le coût total de cette solution sera T_A et il sera égal au double de T_1. Une deuxième solution, la solution B, consiste à rejeter dans l'une des deux rivières, la rivière R_1, par exemple, les effluents des deux usines (ce qui est possible au moyen de travaux peu coûteux puisqu'on a supposé que les deux rivières étaient proches, et donc que l'usine U_2 peut facilement être reliée à la rivière R_1) et à n'effectuer aucune dépollution.

La rivière R_2 sera propre et ne donnera lieu à aucun coût de pollution, ni de dépollution. La rivière R_1 sera sale : la quantité de pollution qui s'y déverse sera P_A, le double de la quantité P_0 déversée par chaque usine en l'absence de toute contrainte. Aucun coût de dépollution n'existe. Le coût de la pollution, qui est le seul coût à envisager dans cette solution B est T_B. On voit que $T_B < T_A$ et donc que la solution B est préférable à la solution A. L'objectif à choisir est donc celui qui spécialise l'une des deux rivières. Cette analyse est évidemment très simplifiée. L'identification des niveaux de pollution aux rejets de polluants, par exemple, est discutable. Cette analyse a cependant pour effet de montrer que les objectifs de qualité ne doivent pas nécessairement être les mêmes partout. La solution optimale peut consister à spécialiser certains espaces ou milieux.

II — La pratique de la détermination des objectifs

Le modèle théorique de détermination des objectifs de pollution ne fournit guère plus qu'une approche, une méthode, un éclairage. Il est rarement directement opérationnel.

Prud'homme et Rochefort (1973) ont cependant essayé, au prix de quelques modifications, de l'appliquer au cas des automobiles dans une grande agglomération (voir encadré).

La pollution automobile optimale à Lyon

Soit :

p = la quantité de polluant émise par kilomètre par chaque automobile, exprimée en grammes de CO ; p est l'inconnue du problème ;
P = la quantité de polluant émise annuellement dans l'agglomération, exprimée en tonnes de CO ;
Y = le nombre d'automobiles dans l'agglomération ;
a = le nombre de kilomètres parcourus par chaque automobile ;
C = le coût de la pollution engendrée par les automobiles, exprimé en francs ;
d = le coût unitaire de la dépollution, c'est-à-dire l'augmentation du coût de production en fonction de la dépollution ;
D = le coût de la dépollution dans cette agglomération ;
T = le coût total.

On a :

$$T = C + D \quad (1)$$
$$C = f(P) \quad (2)$$
$$P = pYa \quad (3)$$
$$D = g(d, Y) \quad (4)$$
$$d = h(p) \quad (5)$$

On cherche la valeur de p qui minimise T, dans le cas de Lyon, en 1968. Dans cette agglomération et à cette date, il existait 250 000 automobiles (Y = 250 000) qui parcouraient chacune en moyenne 2 500 km par an (a = 2 500).

(3) devient :

$$P = 625\,p \quad (3a)$$

En admettant qu'une automobile s'amortit en 5 années, (4) devient :

$$D = 50\,000\,d \quad (4a)$$

On a, par ailleurs, procédé à l'estimation des fonctions (2) et (5) :

$$C = 690\,P \quad (2a)$$
$$d = 6{,}5\,\left(\frac{2\,500 - p}{p^2}\right) - 4 \quad (5a)$$

On a donc :

$$T = 625\,p + 325\,000\,\left(\frac{2\,500 - p}{p^2}\right) - 4$$

Cette expression est minimale pour p = 16,7. Le niveau optimal de pollution des automobiles pour l'agglomération de Lyon serait ainsi voisin de 17 g de CO par km. Le tableau suivant montre les coûts correspondants à la situation initiale qui était caractérisée par des voitures rejetant environ 50 g de CO par km, et ceux qui correspondent à la situation optimale.

	Situation initiale	Situation optimale
Rejets unitaires (p, en g/km)	50	17
Rejets totaux (P, en tonnes)	31 250	10 437
Coût de la pollution (C, en millions de francs)	21,6	7,2
Coût de la dépollution (D, en millions de francs)		7,2
Coût total (T, en millions de francs)	21,6	14,4

L'intérêt de cet exemple est plus pédagogique que politique. Le résultat obtenu dépend de la forme des fonctions de coût de dommage et de coût de la dépollution, qui sont, on l'a vu, difficiles à établir. Un tel modèle ne permet évidemment pas de déterminer automatiquement la norme de rejet à imposer aux automobiles. Il n'est cependant pas inutile. Il permet d'apprécier l'enjeu : ce sont plusieurs dizaines de millions de francs qui peuvent être économisées au moyen d'une politique de réduction des rejets. Le modèle montre aussi, d'une manière grossière mais quantitative, la contribution que pourrait apporter l'action sur deux autres variables : le nombre d'automobiles et le nombre de kilomètres parcourus par chaque automobile. Il éclaire l'un des problèmes importants soulevés par les normes de rejets des automobiles, à savoir que les normes optimales pour certains lieux ne le seront pas pour d'autres lieux. Comme il est en pratique, impossible d'imposer des normes différentes pour les différentes parties d'un pays, cela signifie que les normes optimales pour les grandes agglomérations, qui seront nécessairement assez sévères, et donc assez coûteuses, seront exagérément, c'est-à-dire inutilement, sévères pour les campagnes et même les petites villes. En d'autres termes, les habitants des campagnes paieront pour les habitants des villes.

Quoi qu'il en soit, il faut bien constater qu'aucun pays n'a établi ses normes d'émission de rejets des automobiles à l'aide d'un modèle formalisé de minimisation des coûts totaux. D'une manière plus générale, les objectifs des politiques de l'environnement ne sont dans aucun pays, établis sur la base du modèle théorique analysé plus haut. Il faut pourtant cependant ici soigneusement distinguer l'apparence de la réalité.

La plupart des pays définissent en effet pour les principaux polluants des objectifs sous forme de normes de qualité (ou d'ambiance, comme l'on dit parfois), qui sont les concentrations qui ne doivent pas être dépassées. Le tableau 18, donné à titre d'exemple, représente les normes officielles adop-

tées par plusieurs pays relativement au SO_2, aux particules, et aux NO_x. Les chiffres de ce tableau correspondent en principe aux concentrations qui ne font courir aucun danger à la population ou à l'environnement.

Tous les pays s'efforcent d'asseoir leurs normes sur des bases scientifiques indiscutables, objectives. Ils font pour cela appel à des commissions composées de savants, qui sont généralement des médecins, et dont le rôle essentiel est d'apporter la caution de la « science » aux objectifs choisis. Pourtant, on l'a vu en étudiant la notion de dommage, le concept de danger pour la population n'est en général pas opérationnel. Toute pollution peut entraîner un dommage : à concentration faible, ce dommage sera très faible, et il aura une probabilité de survenir également faible. Mais du point de vue médical, la seule concentration sans danger est la concentration zéro ou la concentration naturelle (et encore ce dernier point est discutable : il existe des concentrations naturelles qui sont dangereuses). Dans certains cas, toutefois, des phénomènes de seuil permettent de donner un sens à ce concept de « danger ». Mais d'une façon générale, un objectif ne peut pas être fondé « scientifiquement ». La preuve en est dans la diversité des normes qui ont été choisies dans différents pays et qui ont toutes reçu l'aval de commissions de savants et qu'illustre bien le tableau 18. Si les normes étaient définies selon les seuls critères « scientifiques », c'est-à-dire si elles étaient établies par la seule communauté scientifique, elles seraient identiques pour tous les pays.

En réalité, la fixation des objectifs se fait selon un processus politique, dans lequel interviennent à la fois des considérations médicales ou « écologiques » — qui plaident pour des normes basses — et des considérations « économiques » — qui plaident contre des normes basses. Les chiffres finalement retenus sont des compromis, définis par le rapport des forces sociales, économiques et politiques en présence.

Les compromis portent non seulement sur les niveaux visés, mais aussi sur les dates auxquelles ils seront atteints. C'est ainsi qu'en France, l'objectif de dépollution des eaux consiste à ramener en 1990 la qualité des rivières et plans d'eau aux niveaux de qualité enregistrés en 1950. En ce qui concerne la pollution par les poussières, l'objectif est de réduire les émissions de 75 % d'ici 1990. Pour le SO_2, la teneur dans les centres pollués devrait être, à cette même date, réduite à 40 %.

Les processus qui conduisent à des objectifs de ce type sont complexes. Ils font parfois, notamment aux États-Unis, (mais non en France), intervenir les Parlements. Ils font généralement intervenir des instances consultatives, telles que les Commissions du Plan, les Commissions « Scientifiques » (telles que le Haut Comité de l'Environnement, en France), ou les

TABLEAU 18 — NORMES DE QUALITÉ[a] DE L'AIR, DIVERS PAYS, 1975

	SO_2 (en p.p.m.)	Particules (en mg/m³)	NO_x (en p.p.m.)
Japon	0,04	0,10	0,02
Canada	0,06	0,12	0,10[b]
Finlande	0,10	0,15	0,10
Italie	0,15	0,30	n.d.
États-Unis	0,14	0,26	0,13[c]
Allemagne	0,06	n.d.	0,15[d]
Suède	0,25	n.d.	n.d.

Source : Pour le SO_2 et les particules : Werner Martin et Arthur C. Stern (1974). Pour le NO_x : Kiyoure (1976)

Notes : [a] Les chiffres sont des moyennes journalières

[b] Ce chiffre est pour la province de l'Ontario ; le chiffre pour la province de Saskatchewan est inférieur : 0,01

[c] Aux États-Unis, la norme pour le NO_2 se rapporte à la moyenne annuelle (0,05 p.p.m.) ; le chiffre donné ici est un équivalent en moyenne quotidienne, qui est discutable

[d] La norme allemande est de 0,05 p.p.m. pour « l'exposition de longue durée » et de 0,15 p.p.m. pour « l'exposition de courte durée »

Comités *ad hoc* (comme le Comité National pour l'Élimination et la Récupération des Déchets Solides, en France).

Mais la pièce maîtresse en est probablement l'arbitrage interministériel. Dans la plupart des pays, l'intérêt général se définit comme la résultante non pas des intérêts particuliers, comme on le dit souvent, mais bien des intérêts généraux. La minimisation des coûts de production, qui freine la hausse des prix, maintient la compétitivité internationale du pays, etc., est un intérêt général. La minimisation des niveaux de pollution en est un autre. Chacun de ces intérêts est pris en charge par un ou plusieurs départements ministériels ou instances publiques, disons pour simplifier, par le ministère de l'Industrie et par le ministère de l'Environnement. La fixation des objectifs (ainsi du reste que le choix des moyens associés) va devenir l'objet d'une lutte entre ces différentes mains de la puissance publique. Cette lutte se déroule sous la pression de l'opinion publique, ou plutôt, des opinions publiques. Les différents parties font flèche de tout bois : avis

d'experts, rapports d'études, expériences étrangères, recommandations des organisations internationales, pressions politiques, etc. De plus, la lutte relative à un objectif précis s'inscrit dans la stratégie globale de chaque administration. C'est ainsi qu'on a vu au Japon — pour prendre un exemple étranger — le puissant ministère de l'Industrie et du Commerce Extérieur, tuteur naturel et défenseur attitré de l'industrie, adopter une attitude stricte en matière de pollution. Il s'agissait pour lui, à la fois d'essayer de couper l'herbe sous le pied du jeune et vulnérable ministère de l'Environnement et aussi de se doter d'un moyen de contrainte supplémentaire vis-à-vis des industriels, afin d'être mieux en mesure de leur imposer les vues du ministère dans des domaines complètement indépendants de la pollution (commerce extérieur, localisation, ou types de production, par exemple). En fait, ces combats inter-administratifs constituent une part importante de l'action des administrations. Lorsque les administrations en lutte ne parviennent pas, ce qui est rare, à un accord, elles recourent à l'arbitrage du premier ministre.

Ce processus de définition des objectifs des politiques de l'environnement n'est finalement rien d'autre que celui que simplifie et simule le modèle théorique de minimisation des coûts totaux. Dans le modèle comme dans la réalité, des intérêts, également légitimes mais antagonistes, sont pris en compte et la solution qui prévaut est un compromis. On voit mal comment il pourrait en être autrement. Le modèle théorique, qui se voulait normatif, est également descriptif.

6. Les instruments des politiques

Les objectifs ne suffisent pas à définir les politiques et doivent être complétés par des instruments qui permettent de les atteindre. En vérité, une politique est bien davantage constituée par ses instruments que par ses objectifs et il convient de se méfier des programmes qui indiquent les destinations sans préciser les chemins : ils ne sont souvent que des catalogues de vœux pieux. Il n'y a politique qu'à partir du moment où il y a mise en œuvre d'instruments. On présentera les différents instruments utilisés ou utilisables (section I), avant d'essayer de les comparer (section II).

I — Les différents instruments

La liste des instruments utilisables pour réduire les niveaux de pollution à des niveaux acceptables est assez longue. On peut l'ordonner au moyen d'une double distinction, que figure le tableau suivant, qui appelle quelques commentaires.

TABLEAU 19 — INSTRUMENTS DES POLITIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

	Instruments d'action de la puissance publique (dépenses publiques)	Instruments de contrainte des pollueurs (dépenses privées)
Instruments d'action directe (plan)	Collecte et traitement des rejets polluants	Normes d'émission Systèmes d'alerte Plans d'occupation des sols Autorisations préalables Contrats
Instruments d'action indirecte (marché)	Information Recherche Investissements structurants	Redevances de pollution Subventions de pollution Marché des droits à polluer Indemnisation

Une première distinction peut être faite entre les instruments d'action de la puissance publique et les instruments de contrainte des pollueurs. La réduction de la pollution peut, en effet, être obtenue soit par l'action de la puissance publique, soit par l'action des pollueurs, elle-même entraînée par les contraintes imposées aux pollueurs par la puissance publique et qui se traduisent par des dépenses privées.

Une deuxième distinction, au moins aussi importante, peut être effectuée entre les instruments directs et les instruments indirects. Elle est particulièrement intéressante relativement aux instruments de contrainte des pollueurs. Les instruments directs comme, par exemple, les normes d'émission, sont ceux qui contrôlent directement le comportement des pollueurs. Ils sont des ordres donnés par les autorités politiques aux agents privés. Les instruments indirects comme, par exemple, les redevances de pollution, contrôlent indirectement les actions des pollueurs. Ils sont des incitations lancées par l'autorité politique aux agents privés. Cette distinction recoupe partiellement la distinction souvent faite entre les instruments réglementaires et les instruments économiques, mais elle est plus significative. Cette distinction entre instruments réglementaires et économiques s'attache, en effet, davantage à la forme qu'à la nature des instruments ; et de ce point de vue, elle est discutable, car tous les instruments politiques y compris les instruments économiques, comme les redevances de pollution, sont créés par des lois ou des règlements. La distinction entre instruments directs et indirects est plus fondamentale. Elle procède d'une attitude différente à l'égard du marché et du jeu économique. Par l'usage des instruments directs, l'autorité politique se mêle au jeu ; en se servant d'instruments indirects, elle modifie les règles du jeu. Dans un cas, elle se substitue au marché ; dans l'autre, elle le corrige. L'action directe est d'essence planificatrice, l'action indirecte est d'essence libérale.

D'autres distinctions pourraient être faites. On pourrait, par exemple, distinguer entre les instruments *préventifs*, qui sont les plus nombreux et qui visent à empêcher la pollution, (normes d'émission, information, etc.) et les instruments *correctifs*, qui cherchent à la traiter (collecte et traitement, indemnisation, etc.)

On pourrait aussi distinguer entre les instruments qui visent à agir sur les *émissions* de polluants (normes d'émission, redevances, etc.) et ceux qui visent à agir sur la *localisation* des pollueurs (plans d'occupation des sols, investissements structurants).

On pourrait encore distinguer entre les instruments *génériques*, qui visent tous les pollueurs (collecte et traitement, redevances, etc.) et les instruments *spécifiques* qui visent des pollueurs particuliers (systèmes

d'alerte, contrats, etc.). Mais plutôt que d'affiner des typologies, il est sans doute préférable de présenter avec plus de détails certains de ces instruments.

1 - On passera rapidement sur les *efforts directs* d'élimination de la pollution, engagés par des collectivités publiques. La collecte et le traitement des déchets polluants est un instrument puissant et, dans certains cas, indispensable. Il s'applique particulièrement aux déchets solides et notamment aux déchets des ménages qui sont partout et depuis très longtemps, collectés par une autorité politique ou pour son compte, puis éliminés dans des décharges, contrôlées ou non, des usines d'incinération (qui récupèrent ou non de la chaleur et des matières), ou dans des usines de compostage. Cette intervention directe de l'autorité politique en tant que « femme de ménage » est également importante dans le cas des déchets liquides. Depuis la plus haute antiquité, les eaux usées des ménages et des activités économiques sont collectées dans des égouts ; elles sont de plus en plus fréquemment nettoyées dans des usines de traitement avant d'être rejetées dans l'environnement naturel. Certains grands travaux qui visent à régulariser le cours des rivières dans le temps, donc à élever les étiages et à écrêter ainsi les pointes de pollution exprimées en termes de concentration, peuvent également être classés dans cette catégorie de « dépollution collective ».

2 - La production de connaissances scientifiques par la *recherche* et *l'information* du public et des pollueurs incombent également aux autorités politiques, mais appellent peu de commentaires.

3 - Les *normes d'émission* sont les quantités de polluants que les agents économiques ou les produits qu'ils fabriquent, sont autorisés à rejeter dans l'environnement. Les normes relatives aux produits — par exemple aux automobiles — sont parfois appelés normes de produits.

Un cas particulier qui est en pratique important, est la norme zéro, c'est-à-dire l'interdiction de rejet. Pour les polluants très dommageables, comme les P.C.B., l'arsenic, le mercure, certains pays ont interdit, purement et simplement, les émissions dans l'environnement.

La norme peut s'exprimer de diverses façons : elle peut être fixée en unités de polluants par unité d'effluents, c'est-à-dire en termes de concentration. La plupart des normes relatives à la pollution de l'eau et de l'air sont de ce type et sont promulguées en p.p.m. (parts par million) ou en milligrammes par litre. L'inconvénient de ce type de norme est que l'esprit de la législation peut partiellement être tourné par la pratique de la dilution. Il suffit d'augmenter la quantité d'eau dans laquelle est dilué un certain polluant pour que l'effluent satisfasse à la norme. D'un autre côté, on peut noter que le coût de l'eau, donc de la dilution, limite cette pratique. On

peut aussi observer que le dommage est fonction de la concentration du polluant dans le milieu, non de la quantité de polluants, donc que la dilution est une manière acceptable de combattre la pollution.

La norme peut être fixée en unités de polluants par unité de temps, par exemple en grammes de SO_2 par heure. L'inconvénient de ce type de norme est qu'il ne discrimine pas en fonction de la source de la pollution : la norme risque alors d'être facile à atteindre pour un petit établissement qui produit peu et pollue peu, et très difficile à atteindre pour un gros établissement qui produit plus et pollue plus. Dans la pratique, on est amené à distinguer (lorsqu'on utilise cette forme de norme) selon la taille de l'établissement et à promulguer des batteries de normes.

La norme peut enfin être fixée en unités de polluants par unité de production. Les normes relatives au fluor sont ainsi définies en kilogrammes de fluorine par tonne d'aluminium dans la plupart des pays. L'inconvénient de ce type de norme est qu'elle doit être établie industrie par industrie, ou même, à la limite, produit par produit. Les normes de produits peuvent du reste, être assimilées aux normes de ce type. Dans le cas de gaz d'émission des automobiles, les normes sont exprimées en grammes par kilomètre. Le kilomètre n'est pas n'importe quel kilomètre, mais un parcours d'un kilomètre soigneusement défini en dix (ou onze) temps : 40 mètres en première vitesse, 60 mètres en seconde vitesse, etc.

La plupart des normes relatives au bruit appartiennent également à cette dernière famille. Le bruit émis par les moteurs, et en particulier, par les moteurs des véhicules, est limité à 80 décibels acoustiques (dBA). Les normes publiées en 1971 par l'Organisation de l'Aviation Civile Internationale définissent des maxima en 3 points jugés représentatifs du champ sonore d'un avion : en un point situé sous la trajectoire du décollage à 6 500 mètres du lâcher des freins, en un point situé latéralement à 650 mètres de l'axe de la piste et en un point situé sous la trajectoire d'approche à 2 000 mètres du seuil de la piste. Les normes retenues qui sont exprimées en Effective Perceived Noise Décibels (E.P.N. dB), sont d'ailleurs fonction du poids des aéronefs, ce qui les apparente quelque peu aux normes du deuxième type.

4 - *Les systèmes d'alerte* fonctionnent surtout pour la pollution de l'air, mais ils pourraient fonctionner pour la pollution de l'eau. Le réseau se compose d'un nombre limité (de 20 à 30, en général) d'appareils de mesure implantés dans des points judicieusement choisis de la zone considérée, et qui analysent en permanence (ou à intervalles très rapprochés) et automatiquement la teneur du milieu en chacun des 4 ou 5 polluants choisis.

Ces informations sont transmises instantanément à un quartier général. Lorsque la teneur en un des polluants en un point donné dépasse un seuil fixé à l'avance, l'« alerte » est déclenchée. En pratique, cela signifie que le quartier général téléphone aux principaux pollueurs de la zone et leur demande de réduire immédiatement leur pollution, en changeant leurs combustibles ou en réduisant (voire en arrêtant) leur production.

Dans des versions un peu plus sophistiquées, un modèle de prévision des concentrations est associé au réseau. Il peut intégrer des informations instantanées sur les émissions de polluants des principaux pollueurs. Ce modèle utilise des informations sur la météorologie de la zone (direction et vitesse des vents, température, etc.) et son évolution. Il prévoit les concentrations en chacun des points de la zone, à un horizon de 2 ou 3 heures. L'alerte est déclenchée lorsqu'une concentration ainsi prévue dépasse le seuil fixé. La réduction d'émission qui s'ensuit permet de faire en sorte que le seuil ne soit jamais atteint. Le mécanisme est alors préventif. Des systèmes d'alerte fonctionnent dans la plupart des grandes agglomérations du Japon. Il en existe un en France pour la région de Rouen. D'autres systèmes sont en train d'être créés, notamment pour la région parisienne, Dunkerque, l'étang de Berre. On notera qu'au Japon, à la différence de ce qui se passe à Rouen, les données recueillies sur les niveaux de pollution sont publiques : dans la mairie de la plupart des grandes villes, des tableaux indiquent en permanence la concentration de l'air en SO_2, en CO, en particules ou en NO_x.

5 - *Le plan d'occupation des sols* est, ou peut être, un instrument de prévention de la pollution. On entend par plan d'occupation des sols ou planification physique ou encore aménagement du territoire, les règlements qui contrôlent et restreignent l'utilisation des sols et donc, la localisation des activités polluantes. L'expression est ici entendue au sens large, non au sens précis que lui donne en France la loi du 31 décembre 1967. Contraindre les pollueurs dans leur choix de localisation est en effet une façon de réduire les détériorations engendrées par leurs activités.

La logique de cet instrument est facile à comprendre. Les contraintes à la localisation des activités ne vont pas réduire le montant des émissions de polluants, mais l'objectif poursuivi n'est pas non plus, en dernière analyse, de réduire le total des émissions : il est de réduire les dommages engendrés par les pollutions. Or, les dommages dépendent de la localisation des pollutions d'une double façon. D'une part, la répartition dans l'espace des personnes et des biens n'est pas uniforme et le dommage est d'autant plus grand que la pollution touche plus de monde ou de choses. Il y aura donc, en principe, intérêt à localiser les activités polluantes dans les zones les

moins denses, et même, à spécialiser certaines zones à cet effet : c'est la politique de la poubelle. D'autre part, les fonctions de dommage, on l'a vu, ne sont pas linéaires ; il vaut mieux deux personnes exposées à une concentration de 0,1 p.p.m., qu'une seule personne à une concentration de 0,2 p.p.m. Il y aura donc intérêt à étaler les pollutions dans l'espace. C'est la politique de la dispersion, ou, pour utiliser une autre comparaison ménagère, la politique de la serpillère. On notera que ces deux politiques sont partiellement contradictoires. Elles se rejoignent en ceci qu'elles cherchent à éviter l'exposition d'un grand nombre de personnes à de grands niveaux de pollution. On notera qu'ici l'instrument de politique se confond presqu'avec l'objectif dont il est la tradition immédiate.

Les exemples de l'utilisation de la planification des sols à des fins environnementales sont assez nombreux. L'obligation de déposer les ordures ménagères dans des décharges réservées à cet effet est très ancienne. La loi française de 1917 sur les établissements classés, qui prescrivait que certains établissements dangereux ou insalubres devraient être situés à plus de 300 mètres des agglomérations, est un autre exemple. Une bonne partie de la législation sur les monuments historiques qui interdit toute construction dans un certain périmètre autour du monument, procède de la même inspiration. Dans certains cas, la politique de localisation ne s'applique pas aux activités nuisantes, mais aux activités résidentielles : l'interdiction de construire au voisinage des aérodromes peut être citée ici.

Il reste vrai, cependant, que la planification physique qui est pratiquée dans presque tous les pays développés n'intègre pas toujours systématiquement des considérations environnementales. La Suède semble être ici une exception. Une loi de 1972 a à la fois rendu obligatoire l'établissement de plans d'occupation des sols aux niveaux régional et local, et défini des contraintes de localisation qui devront être intégrées dans ce plan. C'est ainsi que le littoral a été divisé en trois types de zones :

a) les zones peu développées, peu polluées, propices aux activités récréatives ou scientifiques ; elles doivent être protégées intégralement et l'implantation des industries lourdes, polluantes, ne saurait y être autorisée ;

b) les zones déjà largement exploitées où des établissements nuisibles à l'environnement ne seront autorisés qu'à proximité immédiate d'industries du même type déjà existantes ;

c) le reste du pays, où les établissements polluants pourront être implantés.

Ces zones ont été définies sur la base d'études approfondies de la demande « économique » et de données écologiques, c'est-à-dire des varia-

tions climatiques, de la susceptibilité du sol et des végétaux à la pollution, des facteurs hydrologico-chimiques et bio-chimiques, ainsi que de la pollution existante.

Un cas un peu particulier (mais important) de planification physique est la planification en hauteur, c'est-à-dire, en pratique, l'obligation de construire des cheminées d'une certaine hauteur pour rejeter les effluents gazeux polluants. Cet instrument a été mis en œuvre dès le XIXe siècle. Il a été, plus récemment, très utilisé dans un pays comme le Royaume-Uni, notamment pour le SO_2. Au Japon, toujours pour le SO_2, les rejets autorisés sont d'autant plus importants que la hauteur de la cheminée est grande.

La planification physique est un instrument puissant. Il est facile de voir si la prescription est ou non suivie. C'est par ailleurs, un instrument assez bon marché. Les contraintes de localisation engendrent des surcoûts. Ceux-ci sont mal connus, mais ils ne semblent pas être très élevés. Le principal inconvénient de la planification physique est la difficulté de la préparation des plans. Elle est à la fois technique et politique. La délimitation des zones à protéger et des zones à développer est techniquement délicate. Elle est aussi politiquement difficile. Les plans d'occupations des sols (à objectifs environnementaux ou non) ont des implications redistributives immédiates et évidentes : ils font gagner de l'argent aux uns en les autorisant à construire sur leur terrain dont ils augmentent ainsi la valeur, et ils font perdre de l'argent aux autres, en leur interdisant de construire sur leur terrain dont ils réduisent ainsi la valeur. Ils sont donc combattus en permanence par les seconds et gardent ainsi un caractère instable.

Seuls, des systèmes compensatoires complexes qui limitent les gains et les pertes, peuvent assurer une certaine pérennité des plans d'occupation des sols. La loi foncière votée en France en 1975 et qui introduit un plafond légal de densité (au-dessus duquel on ne peut construire qu'en payant une redevance, et seulement dans le cas où le plan d'occupation des sols l'autorise) introduit un tel système compensatoire. Aucun exemple semblable ne semble pouvoir être cité dans le domaine de la planification physique environnementale.

Les plans d'occupation des sols, du reste, ne sont pas des instruments tout-puissants. Une répartition judicieuse de la pollution dans l'espace réduit, certes, les dommages, mais elle ne les réduit que jusqu'à un certain point. Elle ne peut pas remplacer la réduction de la pollution elle-même.

6 - *L'autorisation préalable*, c'est-à-dire l'obligation faite aux agents qui veulent localiser une activité donnée, de demander et d'obtenir une autorisation à cet effet, est un instrument utilisé depuis longtemps dans beaucoup

de pays. La loi de 1917 sur les établissements classés institue une procédure de ce type. En Suède, la loi de 1969 sur la protection de l'environnement exige un permis sollicité pour toute construction ou modification d'une installation ayant des effets préjudiciables à l'environnement. Une loi similaire existe au Japon.

On peut rapprocher de cet instrument la procédure d'études d'impact. Plusieurs pays, dont la France en 1975, ont en effet adopté des textes qui rendent obligatoires, pour tous les grands projets, publics et/ou privés envisagés, des études analysant (préalablement à la mise en œuvre de ces projets), l'ensemble des conséquences sur l'environnement attendues de la réalisation de ces projets.

La plus ancienne et la plus importante procédure d'études d'impact est sans doute celle qu'a instituée, aux États-Unis, la loi sur la Protection de l'Environnement (National Environmental Protection Act) de 1970. Ce texte prescrit, entre autres, que tous les projets entrepris ou aidés par le gouvernement fédéral et susceptibles de « nuire d'une manière significative à l'environnement » doivent faire l'objet d'une étude d'impact (environmental impact statement) préalable.

Les tribunaux ont ensuite, à l'occasion de procès, précisé le sens à donner aux notions de « projets » et de « nuisance significative », ainsi que le contenu de l'étude prescrite. Plus de 1 000 études d'impact sont ainsi préparées annuellement aux États-Unis. Elles ne portent pas uniquement sur des « projets », mais plus généralement sur des « actions », qui sont souvent des projets (de route, de barrage, etc.) mais qui peuvent être des programmes (d'utilisation des insecticides, ou de surrégénérateurs).

Les études d'impact américaines ne sont pas préalables à une autorisation dont on voit mal par qui elle serait délivrée, puisque l'étude émane elle-même d'une autorité administrative. Ces études d'impact tirent leur vertu d'elles-mêmes. Elles forcent l'autorité administrative, ou plus exactement chacune des multiples entités qui la composent, à envisager sérieusement les conséquences environnementales de leurs actions, sous le contrôle du public (les études sont évidemment rendues publiques) et des autres entités administratives.

L'autorisation préalable à la distribution des produits est aussi utilisée depuis bien longtemps. Dans pratiquement tous les pays, la mise en vente de produits pharmaceutiques est soumise à un système de ce type. La question qui se pose actuellement est de savoir si et comment elle doit être étendue pour résoudre le problème posé par les produits chimiques dangereux. Un très grand nombre de molécules chimiques ont en effet été inventées et

mises sur le marché. Un tout petit nombre d'entre elles sont toxiques pour l'homme ou son environnement. Un système d'autorisation préalable qui s'appliquerait à toutes les molécules existantes ou même à toutes les molécules nouvelles, serait très difficile à mettre en œuvre. Son coût serait très élevé. Mis à la charge des entreprises productrices, il risquerait de décourager la recherche et l'invention de molécules nouvelles, y compris de molécules utiles et inoffensives. La solution semble résider dans des tris préalables qui, au vu de la formule chimique ou après des tests assez simples, écartent les molécules et les produits pour lesquels la probabilité d'être dangereux est pratiquement négligeable. Les autres molécules et produits peuvent alors être soumis au régime de l'autorisation préalable.

Qu'il s'applique aux activités ou aux produits, le système de l'autorisation préalable soulève plusieurs problèmes. Le premier est de savoir quelles activités ou quels produits sont justiciables de la procédure. Des critères *a priori* doivent être utilisés : s'ils sont trop sévères, la quantité d'activités ou de produits à examiner sera trop élevée ; s'ils sont trop peu sévères, certaines activités ou produits dangereux échapperont à la procédure. Un deuxième problème concerne la délivrance de l'autorisation, c'est-à-dire la question de savoir qui délivre l'autorisation, dans quels délais, en fonction de quels critères et selon quelles procédures ?

L'autorisation préalable est un instrument difficile à manier et qui demande beaucoup à l'autorité administrative qui le manie. C'est un instrument puissant qui produit deux effets. Il peut conduire à l'interdiction d'une activité ou d'un produit qui créerait des dommages. Il peut aussi conduire, lorsqu'il est manié avec souplesse, à la modification d'une activité ou d'un produit, à leur transformation en activités ou en produits sans danger.

7 - Les *contrats* passés entre pollueurs et administration sont un autre instrument direct. Lorsque le nombre des pollueurs est faible (ou que ceux-ci sont groupés en organisations disciplinées), l'administration peut avoir intérêt à entrer directement en relation avec les pollueurs (ou leurs organisations), et à négocier avec eux des contrats prévoyant explicitement la réduction de leurs émissions.

Le contenu des contrats s'analyse finalement en normes d'émission. Qu'apportent-ils de plus que les normes ? Deux choses. Tout d'abord, les contrats peuvent être un moyen de la mise en œuvre des normes ; la discussion de cas concrets permet de voir si et comment les normes générales peuvent être atteintes ; elle a un effet pédagogique et psychologique ; lorsque l'entreprise a effectivement de très grandes difficultés à atteindre les normes générales, la négociation permet de définir un calendrier réaliste qui

conduira plus sûrement au respect de la norme que la menace de sanctions difficilement applicables. Mais les contrats peuvent aussi être un moyen de dépassement des normes générales ; notamment lorsque l'entreprise est très facilement en mesure d'observer les normes générales, la négociation permettra de définir des normes plus strictes, que l'entreprise s'engagera à atteindre selon un calendrier établi en commun.

On peut distinguer trois types de contrats : les contrats de branche, les contrats d'agglomération, les contrats d'entreprise.

Les contrats de branche sont particulièrement utilisés en France. On distingue du reste, entre les « contrats » de branche qui prévoient une aide de l'État en échange d'engagement de réduction des pollutions, et les « programmes » de branche qui ne prévoient pas de participation. Des contrats ont été signés avec les industries de pâtes à papier (1972), les sucreries de betteraves (1973), la distillerie (1975), la féculerie (1975), la levurerie (1975), et le lavage et peignage de la laine (1977).

Les contrats d'agglomération jouent un rôle important au Japon. Dans la plupart des grandes villes du Japon, les collectivités locales ont identifié quelques dizaines d'entreprises principalement responsables de la pollution de l'air, et ont examiné avec les dirigeants de chacune de ces entreprises, la possibilité de réduire les émissions à des niveaux définis par les normes fixées par le pouvoir central. Des programmes de réduction des émissions sont ainsi établis et incorporés dans des « contrats » signés par les chefs d'entreprise et les autorités locales. Ces contrats peuvent descendre jusqu'au détail des techniques qui seront employées pour atteindre les niveaux d'émission fixés. C'est ainsi, par exemple, qu'à Nagoya, une agglomération de plus de deux millions d'habitants, le contrat, signé avec 68 grosses entreprises définit non seulement les quantités de rejets mais également la teneur du fuel que ces entreprises s'engagent à utiliser.

Les contrats d'entreprises sont des contrats passés entre l'administration et de grands groupes d'industriels, qui possèdent souvent un grand nombre d'usines polluantes. Ces contrats sont pour le groupe l'occasion d'un examen systématique, au niveau le plus élevé, de son impact sur l'environnement et de la façon de le réduire. Ils sont pour l'administration l'occasion de voir les problèmes et les possibilités du groupe, et d'exercer une pression pour la réduction des rejets polluants. En France, un seul contrat de ce type a été signé. Il l'a été avec Péchiney-Ugine-Kuhlman, que certains ont appelé le « premier pollueur de France » et qui se décerne maintenant le titre de « premier dépollueur de France ».

La fixation de normes d'émission « sur mesure », qui est l'essence même des contrats, est en pratique assez répandue, même si dans la plupart des cas, les normes ainsi définies ne donnent pas lieu à des contrats en bonne et due forme. Elle constitue, notamment l'un des instruments principaux de la politique de l'environnement au Royaume-Uni. Les fonctionnaires de l'Alcali Inspectorate, un corps puissant et respecté, visitent les usines et s'efforcent d'imposer « la meilleure solution possible » (the best practical means), c'est-à-dire la meilleure technique de dépollution disponible à un coût raisonnable. « Les gentlemen's agreements » ainsi négociés ne donnent pas lieu à contrats écrits.

La question se pose de savoir pourquoi les pollueurs acceptent ces procédures de contrat, lorsque les normes d'émission qui résultent de ces procédures sont plus strictes que les normes fixées par la loi. Dans certains cas, les pollueurs sont animés d'une volonté réelle de réduire les pollutions. Cette volonté trouve généralement sa source dans le souci qu'ont les industriels de leur « image » auprès de leur public, et aussi auprès de leur personnel. Dans d'autres cas, les engagements des pollueurs ont leur contrepartie dans des aides de l'administration et, en particulier, dans une participation aux dépenses anti-pollution à engager. Tel est notamment le cas des contrats de branche en France. Dans d'autres cas, les pollueurs trouvent de cette façon auprès de l'administration des informations qui leur manquent sur des techniques anti-pollution. Pour d'autres entreprises enfin, la nécessité d'entretenir de bonnes relations avec l'administration en général (qui est un client important, qui délivre les permis de construire, qui aide à l'exportation, etc.) est absolument vitale. Ces entreprises sont en quelque sorte en négociation permanente avec les pouvoirs publics, et les normes d'émission sont l'un des chapitres de cette négociation.

8 - *La redevance de pollution* est une taxe payée par le pollueur et assise sur la quantité de pollution rejetée ou sur la gêne causée. L'objet principal de la redevance n'est pas fiscal mais incitatif. Il ne s'agit pas de faire payer le pollueur mais de l'inciter à réduire sa pollution. Il reste libre de polluer, mais plus il pollue, plus le montant de la taxe qu'il paye est élevé. Les fig. 24a et 24b permettent de comprendre le comportement du pollueur.

Sur la fig. 24a, la courbe C figure le montant des coûts de dépollution en fonction de la pollution, la courbe R le montant de la redevance payée (la pente de R est le taux de la taxe), la courbe $T = R + C$, le montant total des coûts supportés par le pollueur. Sur la fig. 24b apparaissent les coûts marginaux correspondants. OR est ici le taux de la redevance.

En l'absence de toute redevance (et de toute autre contrainte) le pollueur, soucieux de minimiser ses coûts, se situe en P_1. A partir du moment où il

doit payer une redevance, le pollueur réduit sa pollution jusqu'au point où il minimise l'ensemble de ses coûts, c'est-à-dire aussi au point où la courbe de coût marginal de dépollution C' et la courbe marginale RR' de la redevance coïncident, c'est-à-dire en P_2. On voit immédiatement qu'une hausse du taux de la redevance amène le pollueur à réduire la quantité de pollution qu'il rejette.

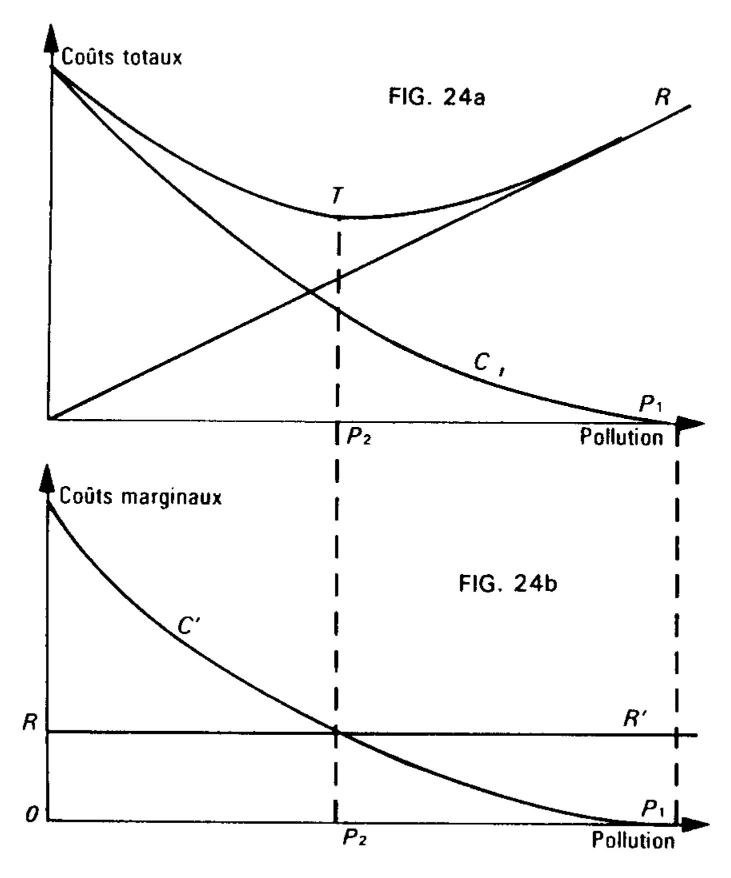


FIG. 24 – FONCTIONNEMENT D'UNE REDEVANCE DE POLLUTION

L'O.C.D.E. (1976) a recensé les principales redevances utilisées dans les pays membres. On en trouve surtout dans le domaine de la pollution des eaux, notamment en France, aux Pays-Bas, en Allemagne, au Canada (où elles sont perçues par les municipalités), au Royaume-Uni (également per-

çues par les municipalités). On en trouve aussi dans le domaine de la pollution de l'air, puisque la Norvège et les Pays-Bas, et dans une certaine mesure le Japon, utilisent des redevances sur le SO_2 ; la Suède étudie également une redevance sur le SO_2. Aux États-Unis, l'idée d'une taxe sur les émissions de polluants par les automobiles a été défendue avec vigueur (Kneese, 1977, p. 215). Des redevances sur le bruit des avions existent en France (puisqu'à l'aéroport de Roissy-Charles-de-Gaulle, une taxe de 3 francs par passager sur les vols internationaux et de 1 franc par passager sur les vols nationaux, est perçue depuis plusieurs années), au Japon, et sont à l'étude dans plusieurs pays. Des redevances relatives aux déchets existent également, en particulier sur les emballages de liquides alimentaires (Norvège, Suède) et sur les huiles neuves (Allemagne).

La mise en œuvre de cet instrument soulève trois types de problèmes, relatifs à : a) l'assiette de la redevance, b) son taux, c) l'utilisation du montant de la redevance.

L'assiette de la redevance doit être la « pollution ». On a vu que la pollution était une notion complexe et multidimensionnelle. Dans l'établissement d'une assiette, il faudra trouver un équilibre entre une définition juste mais inapplicable car trop complexe, et une définition « applicable » mais injuste et inefficace.

C'est ainsi qu'en France, l'assiette de la redevance de pollution prélevée par les six agences de Bassin sur les entreprises et les collectivités locales, est fonction de trois variables ; la première est le poids de pollution déversée, mesuré en demande biochimique en oxygène (D.B.O.5), en demande chimique en oxygène (D.C.O.) et en matières en suspension (M.E.S.) pondérées de la façon suivante :

$$P = \frac{\text{D.C.O.} + 2\ \text{D.B.O.5}}{3} + \text{M.E.S.}$$

La seconde est la salinité ; la troisième est la toxicité. On a trouvé une mesure ingénieuse de la toxicité d'un effluent à partir de son effet sur la vie des daphnies ou puces d'eau : l'équitox. Le principe de la mesure consiste à diluer l'effluent jusqu'à ce qu'il ne tue plus que 50 % des daphnies. Si l'effluent brut fait tout juste mourir 50 % des daphnies, on dira qu'il contient par définition 1 équitox par m³. S'il a fallu le diluer 15 fois, on dira qu'il contient 15 équitox par m³. L'assiette de la redevance allemande contient à peu près les mêmes variables qui sont pondérées de façon légèrement différente. Il faut que les variables retenues soient celles dont on veut réduire la valeur. Il faut encore qu'elles soient assez faciles à mesurer, ou à estimer. En pratique, dans le domaine de l'eau, on utilise des tableaux forfaitaires qui donnent pour chaque type d'activité, la quantité de polluant

rejetée. Bien entendu, les entreprises ou les collectivités locales qui justifient d'un effort de dépollution ont droit à des coefficients de prime pour épuration, qui réduisent l'assiette et donc le montant de leur taxe. La détermination de l'assiette doit également tenir compte des variations dans le temps des flux de pollution. En France, la redevance est assise sur la pollution du jour moyen du mois de plus grande pollution. L'expérience déjà considérable acquise dans le domaine de la redevance sur la pollution de l'eau montre bien qu'il est possible techniquement, administrativement et politiquement de définir l'assiette d'une redevance.

Les domaines de l'air et des déchets offrent aussi d'intéressants exemples d'assiettes. La redevance sur les émissions de SO_2 en Norvège, aux Pays-Bas et au Japon, et envisagée pour la Suède, est assise sur la teneur en soufre des combustibles. Là encore, les entreprises qui dépolluent ont droit à une réduction de leur assiette. Les redevances sur les emballages de boissons alimentaires en Suède et en Norvège, sont assises sur les emballages produits : elles ont pour effet d'abaisser le coût de la bouteille réutilisée relativement au coût des autres emballages, puisque le poids de la redevance diminue avec le nombre de rotations de la bouteille, et donc de pousser à la réutilisation des bouteilles. En Allemagne, une redevance est perçue sur les huiles neuves ; son but est de favoriser le recyclage des huiles usées, en abaissant leur prix, relativement à celui des huiles neuves.

La redevance française sur le bruit des avions offre un bon exemple d'une mauvaise assiette. L'assiette n'est pas définie par le bruit effectif, ni même par un indicateur relié au bruit, mais par le fait du décollage. Elle n'incite nullement les compagnies à faire moins de bruit. On ne peut même pas dire qu'elle décourage certains voyageurs de prendre l'avion, réduisant ainsi le nombre de vols, et le bruit des avions : le taux de la redevance exclut tout effet de ce type. On pourrait pourtant, ainsi que le montrent Alexandre et Barde (1974), définir une assiette représentative du bruit, qui inciterait les compagnies aériennes à préférer les avions les moins bruyants.

La question du taux de la redevance n'est pas moins délicate. En théorie, le bon taux est celui qui va conduire le pollueur à choisir le niveau de pollution optimal. La fig. 25 montre que ce taux est défini par l'intersection de la courbe de coût marginal des dommages *D'* et de la courbe de coût marginal de la dépollution *C'*. Cette intersection définit, en effet, le niveau optimal de pollution P_m. Si une redevance de taux *t*, égale au coût marginal de la dépollution et des dommages à ce niveau de pollution, est imposée, que va faire le pollueur soucieux de minimiser ses coûts ?

Le pollueur qui ignorait *D'* (et qui continue de l'ignorer) va maintenant considérer non seulement *C'* mais aussi *T* ; s'il est soucieux de son intérêt,

il va réduire sa pollution de P_0 à P_m. La redevance a pour effet d'internaliser l'externalité que constituaient les dommages, c'est-à-dire de mettre le pollueur en face de ses responsabilités. L'imposition d'une redevance de taux optimal permettrait même l'économie de la définition de l'objectif. La mise en œuvre de l'instrument conduirait automatiquement au résultat désiré.

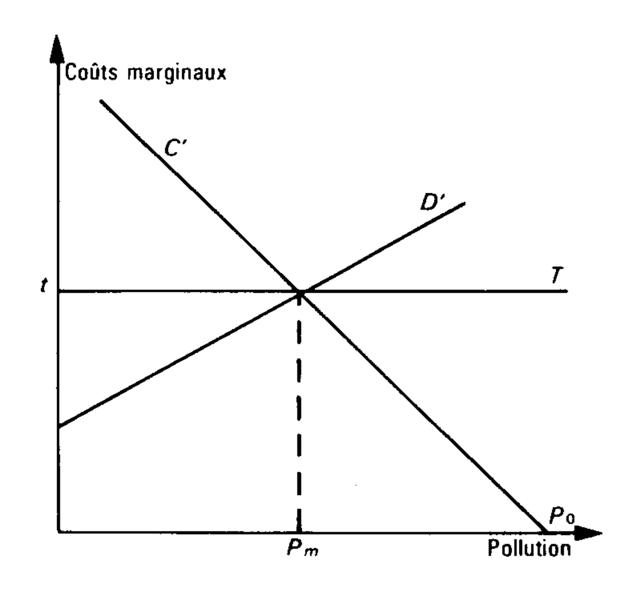


FIG. 25 — TAUX OPTIMAL D'UNE REDEVANCE

Il est malheureusement difficile, faute d'informations, de calculer ce taux optimal. On notera toutefois qu'un taux non optimal peut néanmoins être incitatif. Il suffit qu'il soit assez élevé pour amener le pollueur à se poser la question de savoir si son intérêt n'est pas de réduire sa pollution. La réduction entraînée par la redevance sera d'autant plus forte que le taux sera élevé, ainsi que le montre la fig. 26.

Le taux t_1 amènera le pollueur à réduire sa pollution en P_1 ; le taux t_2, à la réduire jusqu'à P_2.

Dans la réalité, cependant, on observe que les taux sont souvent fixés de façon à ce que le produit de la redevance atteigne un certain montant. Ce produit, en effet, n'est, dans aucun des exemples connus, versé au Trésor. Il est affecté à des dépenses de lutte anti-pollution, généralement dans le même secteur, ou à l'indemnisation des victimes. C'est ainsi qu'en France,

le produit des redevances perçues par les Agences de Bassin sert à financer (au moyen de prêts et de subventions), les investissements de dépollution des pollueurs. La raison en est que le taux est trop faible pour être réellement incitatif. La redevance est alors davantage un moyen de financer des investissements, qu'un moyen de les susciter. Dans ces cas-là, le taux est souvent fixé de manière à ce que la somme collectée soit égale au coût des programmes de dépollution envisagés.

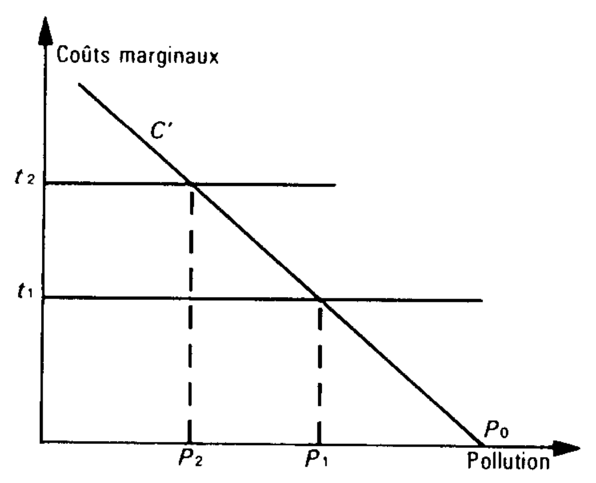


FIG. 26 — EFFETS D'UNE VARIATION DU TAUX D'UNE REDEVANCE

A vrai dire, la redevance ainsi envisagée mérite à peine le nom de redevance. Elle perd la spécificité de la redevance qui est précisément son caractère incitatif. L'essentiel devient un programme d'investissement anti-pollution qui aurait aussi bien pu être financé par l'impôt.

9 - *La subvention* est un troisième instrument d'incitation. Beaucoup de pays prennent en effet à leur charge une partie des coûts de la dépollution qui incombent normalement aux pollueurs. Les théoriciens de l'économie, lorsqu'ils parlent de subventions, pensent généralement à des sortes de redevances à l'envers, assises sur la quantité de polluant ôtée. La fig. 27 montre le fonctionnement de cet instrument.

A chaque niveau de pollution correspond un coût total, représenté par *C* et une subvention totale *S*. La firme va chercher à maximiser la différence *S-C* entre la subvention et le coût de dépollution. Elle se situera en P_2. La subvention aura pour effet de réduire les rejets polluants de P_1 à P_2. Dans

le cas illustré par la fig. 27, cette différence est positive, c'est-à-dire que l'entreprise réalise un bénéfice, mais on pourrait concevoir des cas dans lesquels *S-C* serait toujours négatif.

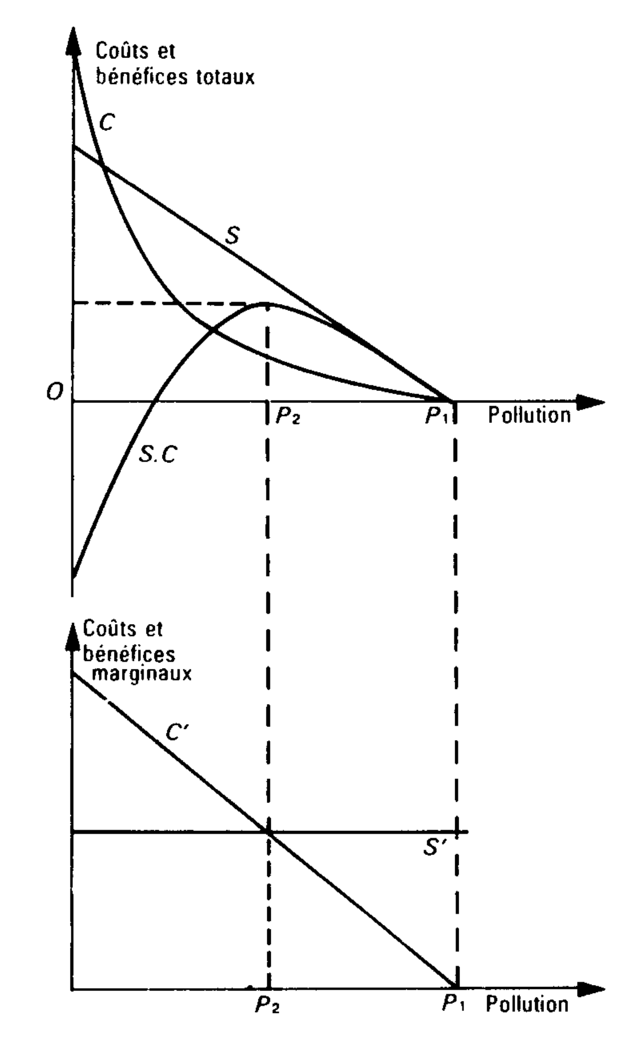


FIG. 27 — FONCTIONNEMENT D'UNE SUBVENTION A LA DÉPOLLUTION

Le raisonnement en termes marginaux est encore plus simple : la firme réduira sa pollution jusqu'au point où le coût marginal de dépollution cesse d'être inférieur au bénéfice marginal de la subvention c'est-à-dire jusqu'en P_2.

Il n'y a aucun exemple de subventions de ce type. La plupart des pays, en revanche, subventionnent les investissements anti-pollution réalisés par les entreprises. Ces subventions prennent plusieurs formes. Les subventions directes, en pourcentage du coût de l'investissement, sont assez rares. Elles ont cependant joué un rôle important en 1971 et 1972, en Suède ; à la fois pour combattre la récession économique et pour accélérer la mise en œuvre du programme de lutte contre la pollution, le gouvernement a accordé aux entreprises (et aussi aux municipalités) des subventions dont les taux pouvaient aller jusqu'à 75 % du coût des investissements, et qui ont été en moyenne supérieurs à 40 %. L'aide aux investissements prend généralement la forme de prêts à taux réduits ou d'amortissements accélérés. On notera que, dans les pays où le taux de l'impôt sur les sociétés est élevé et où le taux d'intérêt est élevé, l'amortissement accéléré constitue vite un avantage substantiel[1].

10 - On mentionnera brièvement *les marchés de droits à polluer* qui constituent un instrument extrêmement séduisant, mais qui n'a jamais fait l'objet de réalisations concrètes. Dans un ouvrage célèbre, Dales (1969) a proposé la mise en vente par l'autorité politique de droits à polluer, ou de certificats d'utilisation de l'environnement. La quantité des certificats mis en vente serait celle qui permettrait d'atteindre l'objectif de pollution défini par ailleurs. Ces certificats se négocieraient à un certain prix sur le marché. Ils pourraient être vendus aux enchères dans un premier temps, et échangés ensuite entre les pollueurs. La fig. 28 représente la demande *D* de ces certificats qui n'est rien d'autre que la somme des coûts marginaux de dépollution de tous les pollueurs, ainsi que la droite *P*, qui figure l'offre de ces certificats.

On voit que les certificats se négocieront au prix *p*. Pour une entreprise donnée, si le prix *P* est plus élevé que le coût marginal de dépollution, il est intéressant de dépolluer et de ne pas acheter de certificats. Si au contraire *p* est inférieur au coût marginal, il est intéressant d'acheter des certificats et de polluer.

L'intérêt de la formule est sa grande souplesse. La venue d'entreprises nouvelles dans la zone considérée ne nécessite pas d'intervention particu-

1. Pour un investissement qui s'amortit en 7 années, avec un taux de l'impôt sur les sociétés de 50 % et un taux d'actualisation de 10 %, un amortissement de 50 % la première année équivaut à une subvention de près de 7 % du montant de l'investissement.

lière : elle entraînera un déplacement de *D* vers la droite, et une hausse de *p*, qui amènera les entreprises dont les coûts de dépollution sont les plus faibles à vendre des certificats et à réduire leur pollution. Mais le niveau de pollution n'en sera pas affecté. Un système de normes est beaucoup moins bien adapté à cet événement banal : la venue de nouvelles entreprises qui respectent les normes entraîne soit l'augmentation du niveau total de pollution, soit la révision de tout le système et l'établissement de nouvelles normes. Si les autorités politiques ou des groupes de protection de l'environnement désirent améliorer la qualité de l'environnement, ils peuvent acheter des certificats et ne pas les utiliser.

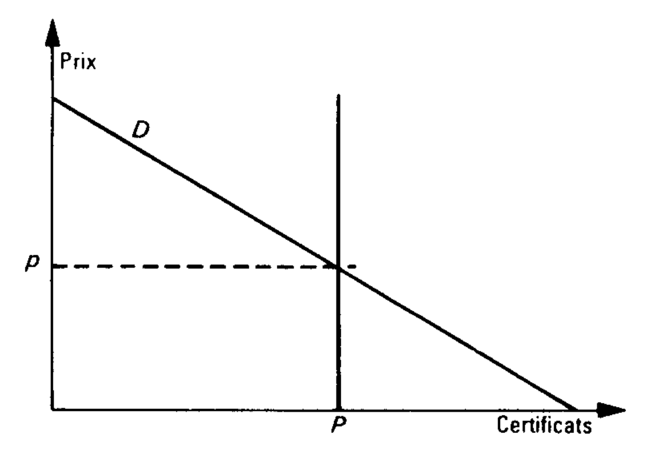


FIG. 28 — FONCTIONNEMENT D'UN MARCHÉ DE DROITS A POLLUER

11 - *L'indemnisation* est un instrument des politiques de l'environnement un peu spécial, en ce qu'il est à la fois préventif et curatif. On appelle indemnisation le versement effectué par le pollueur au pollué en compensation du dommage qu'il lui a causé. Dans tous les pays développés, des systèmes juridiques prévoient l'indemnisation des dommages. La jurisprudence, et dans certains cas les législateurs, ont imposé aux pollueurs des versements d'indemnités à leurs victimes. Au Japon, notamment, quatre procès célèbres intentés par des victimes ont donné gain de cause aux plaignants et condamné les pollueurs à payer de substantielles indemnités. Des procès semblables, bien que moins retentissants, ont eu lieu dans tous les pays. Ils sont délicats, car le lien entre le « fait » et le « dommage » est parfois difficile à établir, et aussi parce que la question de savoir à partir de quel degré le dommage cesse d'être normal et ouvre droit à réparation n'est pas facile à trancher. En France, la jurisprudence, qui a développé la

notion de « troubles normaux de voisinage », considérés comme licites, semble avoir été plutôt restrictive, c'est-à-dire favorable aux pollueurs.

Le Japon a mis au point, en 1975, un système d'indemnisation original et intéressant. La loi de 1973 sur l'Indemnisation des Dommages causés à la Santé par la Pollution indique a) qui est indemnisé, b) ce qui est indemnisé et c) qui indemnise

Les bénéficiaires sont constitués par les victimes de certaines maladies qui ont résidé, travaillé, ou été présentes dans certaines zones. Les maladies visées sont au nombre de sept :

— Quatre sont liées à la pollution de l'air (bronchite chronique, asthme chronique, bronchite asthmale, emphysème pulmonaire) et sont considérées comme des maladies « non spécifiques », en ce sens qu'elles se produisent aussi en l'absence de pollution de l'air.
— Trois sont liées à la pollution de l'eau (maladie de Minamata, empoisonnement par le cadmium, empoisonnement par l'arsenic) et sont des maladies « spécifiques » parce qu'elles se produisent uniquement en présence de polluants bien identifiés.

Les zones visées sont déterminées par l'autorité administrative sur la base d'études épidémiologiques et d'analyse des taux de pollution. Une quarantaine de zones, couvrant environ 2 000 km², ont ainsi été désignées. Toute personne atteinte de l'une de ces maladies et ayant vécu un certain temps (de 1 à 3 ans, selon la maladie) dans ces zones, peut être désignée comme victime de la pollution et bénéficier de l'indemnisation. En 1976, on comptait environ 40 000 « victimes ».

La loi prévoit diverses indemnités. Les dépenses médicales sont remboursées intégralement. Surtout, une indemnité compensatoire est versée mensuellement. Son montant varie avec l'âge et le sexe de la victime et avec la gravité de sa maladie. De ce dernier point de vue, les victimes sont groupées en 4 « classes ». Soit une victime d'âge a, de sexe s, de classe c ; soit W_{as} le salaire moyen des personnes d'âge a et de sexe s ; soit k_c un coefficient qui dépend de la classe c et qui prend diverses valeurs de 0,3 à 1,0. Le montant I_{asc} de l'indemnité est donné par la formule :

$$I_{asc} = 0{,}8 \times k_c \times W_{as}$$

Les fonds nécessaires au paiement de ces indemnités proviennent, pour l'essentiel, des pollueurs. En ce qui concerne les maladies spécifiques, pour lesquelles les pollueurs sont facilement identifiables et identifiés, le montant des indemnités à verser aux victimes est demandé aux pollueurs responsables. En ce qui concerne les maladies non spécifiques, liées à la pollution de l'air, les responsabilités sont plus difficiles à établir. On a supposé

qu'elles pouvaient être partagées entre les sources fixes (pour 80 %) et les sources mobiles (pour 20 %). La contribution des sources mobiles, c'est-à-dire des automobiles, est assurée au moyen de prélèvements sur un fonds routier, créé à d'autres fins et alimenté par une taxe à l'essieu. La contribution des sources fixes qui est la plus importante, provient d'une redevance spéciale, payée par les installations industrielles, résidentielles et commerciales, et assise sur la quantité d'oxyde de soufre rejetée au cours de l'année précédente. Le taux de la taxe est 9 fois plus élevé pour les installations situées dans les zones désignées que pour celles qui sont situées dans le reste du pays.

Ce système a été critiqué. S'agissant des victimes et en particulier des victimes de maladies non spécifiques, il est certain que le principe de désignation n'est pas parfait. Certains qui auraient été malades de toute façon, sont, parce qu'ils habitent dans une zone désignée, considérés comme victimes de la pollution. D'autres, qui sont effectivement malades du fait de la pollution, ne sont pas, parce qu'ils habitent en dehors des zones désignées, considérés comme victimes. L'ensemble des victimes « véritables » ne coïncide pas exactement avec l'ensemble des victimes « juridiques ». Cette non-coïncidence reflète, du reste, l'impossibilité de jamais connaître les vraies victimes. Le montant des indemnités est également critiqué. Le financement du système enfin, s'inspire de deux principes quelque peu contradictoires : un principe de responsabilité collective, ou si l'on préfère, d'assurance au nom duquel tous les pollueurs sont imposés ; un principe de responsabilité directe, au nom duquel les pollueurs localisés dans les zones désignées, sont imposés plus que les autres. En dépit de ces critiques, la loi japonaise est un intéressant effort pour déjudicialiser l'indemnisation.

Tels sont les principaux instruments utilisés ou utilisables pour réduire la pollution ; il reste à essayer de les comparer.

II — Le choix des instruments de politique de l'environnement

La liste des instruments disponibles est donc assez imposante. Comment se servir au mieux de cette panoplie ?

On notera tout d'abord que ces instruments ne sont pas nécessairement antinomiques. Beaucoup peuvent et doivent être utilisés simultanément. C'est ainsi, par exemple, que l'information et la recherche peuvent être associées à tous les autres instruments. De la même façon, l'élimination collective de la pollution ainsi que les systèmes de compensation sont compatibles (généralement) avec des normes ou des redevances.

On notera ensuite que les différents instruments ne sont pas adaptés à la solution des mêmes problèmes : à tel problème, tel instrument ; à tel autre problème, tel autre instrument. L'exemple de la pollution par le SO_2 est éclairant à cet égard. La pollution par le SO_2 est à la fois locale et générale ; elle est locale en ce que les rejets des usines peuvent, dans leur voisinage immédiat, entraîner des concentrations élevées et dangereuses ; elle est générale en ce que pratiquement tout le SO_2 rejeté retombe quelque part (parfois fort loin des lieux d'émission) et peut, bien que donnant lieu à des concentrations assez faibles, causer des dommages. On peut considérer qu'une redevance assise sur les rejets de SO_2 est un instrument efficace de lutte contre la pollution générale, et un instrument inadapté à la lutte contre la pollution locale. Un système d'alerte ou une planification physique (prescrivant la localisation des usines et la hauteur de leurs cheminées) sont, en revanche, des moyens efficaces de lutte contre la pollution locale qui n'ont que peu ou pas d'effet sur la pollution générale.

Le choix des instruments de politique de l'environnement doit donc être effectué sans préjugés et sans dogmatisme et adapté aux problèmes (très divers) à résoudre. Ce choix peut néanmoins être éclairé par une réflexion générale sur les avantages et les inconvénients des instruments. A cet effet, il est utile de reprendre la distinction entre instruments d'action directe, du type norme, et instruments d'action indirecte, du type redevance.

Un premier domaine de comparaison concerne *l'incidence* des instruments, c'est-à-dire la question de savoir qui va supporter les coûts de la pollution et de la dépollution. Ces coûts sont finalement à la charge des pollués, des pollueurs et des gouvernements. Mais la répartition de la charge entre chacun de ces différents agents dépend de l'objectif choisi et du type d'instrument utilisé. Le point fondamental ici est que le choix d'une politique et notamment celui des instruments qui la caractérisent, implique nécessairement une distribution de coûts ou si l'on préfère, de droits. De ce point de vue, les instruments ne sont pas neutres.

Écartons provisoirement le cas où les gouvernements supportent tout ou une partie des coûts, au moyen d'actions directes (égouts) ou indirectes (subventions aux pollueurs). La charge de la pollution et de la dépollution est alors supportée uniquement par les pollués et les pollueurs.

Dans le cas où un instrument direct (norme) est utilisé, le partage entre pollués et pollueurs est facile à déterminer : le pollueur supporte le coût de la dépollution jusqu'à la norme, et le pollué supporte le coût de la pollution autorisée par la norme, ou pollution résiduelle. La fig. 29 représente cette situation dans l'hypothèse, qui pourrait être levée, où la norme *N* correspond au niveau optimal. *NAP* est le coût supporté par le pollueur ; *0AN*, le coût supporté par le pollué.

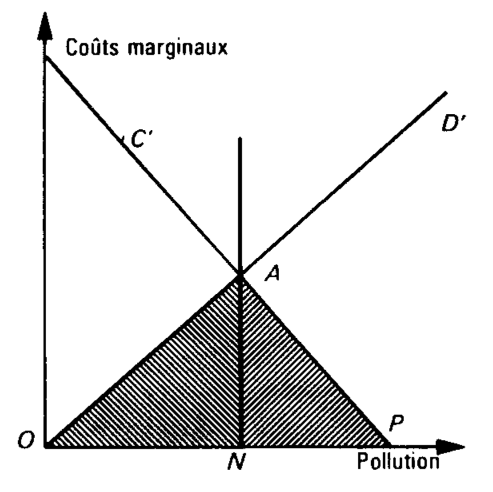


FIG. 29 — RÉPARTITION DES COÛTS LORS DE L'USAGE D'UNE NORME

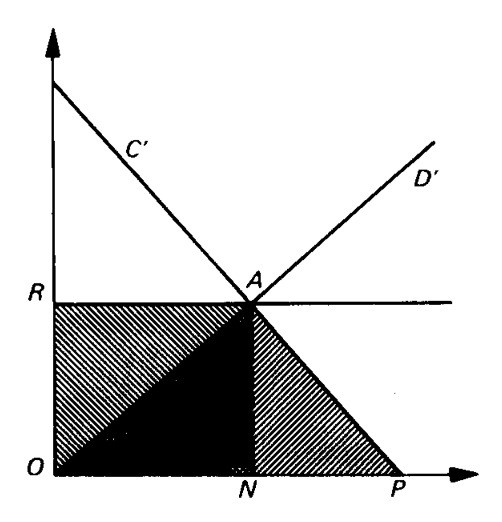


FIG. 30 — RÉPARTITION DES COÛTS LORS DE L'USAGE D'UNE REDEVANCE

Dans le cas où un instrument indirect (redevance) est utilisé, tout dépend de l'usage qui est fait des fonds collectés au moyen de la redevance. Ainsi que le montre la fig. 30, qui représente aussi le cas où la redevance est telle

qu'elle conduit au niveau de la pollution optimale, la charge du pollueur est plus considérable que dans le cas de la norme, puisque le pollueur supporte, outre les coûts de dépollution qui n'ont pas changé, (*NAP*), la redevance *0RAN*.

Le pollué supporte toujours le coût des dommages résiduels *0AN*. L'autorité politique qui lève la redevance dispose donc de la somme *0RAN*.

Elle peut la garder afin de couvrir les dépenses publiques générales. Cette formule n'est pratiquement jamais mise en œuvre ; on se demande bien pourquoi, car la redevance constitue l'impôt idéal, celui qui non seulement n'entraîne pas de comportements fâcheux pour l'économie, mais qui au contraire, entraîne des comportements souhaitables.

L'autorité politique peut affecter les fonds ainsi prélevés à la lutte contre la pollution, soit sous forme d'actions directes, soit sous forme d'aide aux entreprises qui dépolluent ; cette solution est souvent retenue pour des raisons politiques : il est plus facile de faire accepter une redevance lorsque l'on précise que le produit de la redevance sera affecté à la lutte contre la pollution.

L'autorité politique pourrait enfin distribuer le montant de la redevance aux pollués ; c'est ce qui se fait pour les redevances sur les bruits des avions et pour la redevance sur le SO_2 au Japon (qui alimente le fonds d'indemnisation des victimes).

A chaque ensemble d'objectifs et d'instruments correspond donc une certaine distribution de droits ou de coûts. Quelles sont les plus équitables ? Il est impossible de répondre parce qu'il n'existe pas de définition généralement acceptée de l'équité. La notion d'équité est foncièrement éthique et politique. Les opinions de l'auteur sur ce point n'ont aucun intérêt particulier. On peut cependant formuler deux observations.

Tout d'abord, il est évident que les coûts mis à la charge des pollueurs ne vont pas être supportés par les pollueurs. Ces coûts vont être, pour une partie négligeable, supportés par les actionnaires ou les propriétaires des entreprises polluantes sous la forme d'une réduction de profits distribués. Ils vont être, pour une partie faible, supportés par les salariés, sous la forme d'une réduction (ou d'une augmentation moindre) de salaires ; ils vont être, pour l'essentiel, supportés par les consommateurs des produits des entreprises polluantes sous forme d'augmentation du prix de ces produits. On ne prendrait pas la peine de souligner ce point si l'idée naïve et fausse que faire supporter les coûts aux pollueurs, c'est les faire supporter à de méchants industriels qui « peuvent payer », n'était aussi répandue. Le choix entre faire supporter les coûts par les pollueurs, par les pollués ou par

les gouvernements est en réalité un choix entre faire supporter les coûts par les citoyens en tant qu'habitants, en tant que consommateurs, ou en tant que contribuables.

D'autre part, l'incidence des instruments a aussi une dimension économique. Le comportement des pollueurs, sinon celui des pollués et des contribuables, sera influencé par les charges supportées par ces agents. De ce point de vue, la supériorité des instruments qui mettent les coûts à la charge des pollueurs est facile à montrer. Ces instruments entraînent une hausse (faible, mais non nulle) du prix des produits fabriqués par les pollueurs, ou plus exactement, des produits qui engendrent de la pollution. Cette hausse est d'autant plus forte que le produit engendre plus de pollution. Elle sera pratiquement nulle pour le produit concert dont la production n'engendre que peu de pollution (ou pas), mais elle sera sensible pour le produit automobile dont la production et l'utilisation génèreront une pollution. Le prix relatif des concerts et des automobiles sera modifié au profit des concerts. Les consommateurs demanderont, toutes choses égales par ailleurs, plus de concerts et moins d'automobiles. La structure de la production se modifiera en conséquence. Les biens les moins polluants se substitueront aux biens les plus polluants. Plus exactement, il faut dire que les instruments qui mettent les coûts à la charge des pollueurs exercent une pression dans le sens de ces substitutions. Il ne faut pas exagérer l'importance d'une pression de ce type. Mais il ne faut pas non plus la minimiser. A la longue, à la suite de milliards de micro-décisions invisibles et parfois même inconscientes, les prix relatifs et leurs modifications structurent la demande et son évolution.

On peut, de ce point de vue, contraster la redevance de pollution et la subvention de dépollution. Supposons que le taux de la redevance soit égal à celui de la subvention, et que l'assiette soit identique. Ces deux instruments vont amener le pollueur à choisir le même niveau de pollution, qui sera celui qui minimisera le coût total. Ce niveau de pollution est évidemment un niveau de pollution par unité de produit fabriqué. Mais ces deux instruments ne vont pas amener le pollueur à choisir le même niveau de production. Dans le cas de la redevance, le pollueur va voir ses coûts de production augmenter ; il va augmenter ses prix et réduire sa production, donc la pollution totale qu'il rejette. Dans le cas de la subvention, le pollueur n'a aucune raison de réduire sa production.

Un deuxième domaine de comparaison des instruments de politique de l'environnement est celui de l'*efficacité économique*, entendue comme le fait d'atteindre un objectif donné au moindre coût. De ce point de vue, la supériorité des instruments indirects sur les instruments directs est, d'une façon générale, assez claire. Pour comprendre cette supériorité, il faut se

rappeler que les courbes de coûts de la dépollution varient selon les entreprises.

Les instruments directs, du type norme, ne peuvent pratiquement pas prendre en compte cette diversité sauf à être imposés entreprise par entreprise, ce qui est administrativement et politiquement difficile. Les normes vont donc être identiques pour des entreprises à courbes de coûts différents ; au niveau défini par la norme, les coûts marginaux des différentes entreprises vont donc être différents. Il s'ensuit que l'on peut réaliser des économies en déplaçant l'obligation de dépollution des entreprises à coût marginal élevé vers les entreprises à coût marginal faible. C'est ce que la redevance effectue automatiquement, puisqu'en amenant chaque entreprise à choisir le niveau de pollution qui égalise son coût marginal et le taux de la redevance, la redevance égalise les coûts marginaux de toutes les entreprises, épuisant ainsi les possibilités d'économies.

L'exemple suivant montrera le type d'économies visées. Considérons deux entreprises 1 et 2 dont les coûts de dépollution sont les suivants :

niveau de pollution (en unités de pollution)	coûts pour l'entreprise 1 (en unités monétaires)	coûts pour l'entreprise 2 (en unités monétaires)
100	0	0
80	10	20
50	50	100
20	100	200

Supposons que les pollutions de ces deux entreprises géographiquement voisines sont additives, et que le niveau de pollution est obtenu par la somme des émissions des deux entreprises. Ce niveau, en l'absence de politique, est donc de 200. Supposons encore que l'on désire ramener ce niveau à 100, qui est ainsi l'objectif de la politique. On a le choix à cet effet, entre 2 stratégies : une stratégie *A*, qui consiste à imposer la même norme d'émission, c'est-à-dire 50, aux deux entreprises ; une stratégie ***B***, qui amènera l'entreprise 1 à rejeter 20 et l'entreprise 2 à rejeter 80 :

	Stratégie A		Stratégie B	
	niveaux de pollution	coûts	niveaux de pollution	coûts
Entreprise 1	50	50	20	100
Entreprise 2	50	100	80	20
Total	100	150	100	120

On voit que le coût de la stratégie *A* est égal à 50 + 100 = 150, et que le coût de la stratégie *B* est 100 + 20 = 120. Il est clair que l'imposition des normes de rejets identiques pour toutes les entreprises est une façon coûteuse d'atteindre un objectif donné.

On peut donner de la supériorité de la redevance sur les normes, une démonstration formelle (voir encart).

Démonstration de la supériorité de la redevance sur la norme du point de vue de l'efficacité économique

Soient C'_1 et C'_2 les courbes de coûts marginaux de dépollution des firmes 1 et 2. Soit la redevance de niveau *R*. Elle amène la firme 1 à fixer son niveau de pollution en *b*, et à supporter les coûts de dépollution *abg*. Elle amène la firme 2 à fixer son niveau de pollution en *d* et à supporter les coûts de dépollution *ade*. La norme *N* qui permettra d'obtenir le même niveau total de pollution, passe par *C*, qui est tel que $2\,ac = ab + ad$, c'est-à-dire $dc = cb$. Cette norme amène les firmes 1 et 2 à fixer leur niveau de pollution en *c* et à supporter, respectivement, les coûts de dépollution *ach* et *acf*. Soit C_n le coût de dépollution entraîné par la norme, et C_r les coûts de dépollution entraînés par la redevance. On a :

$$C_n - C_r = ahc - agb + afc - aed$$
$$C_n - C_r = chgb - defc$$

Il suffit de tracer *jk* parallèle à *ef* pour construire *cjkb* égal à *defc*, et inclus dans *chgb*. On a alors :

$$C_n - C_r = jhgk$$

qui représente l'augmentation des coûts entraînée par la norme relativement à la redevance pour atteindre un résultat identique. Ainsi, *jhgk* est une mesure de la supériorité de la redevance sur la norme.

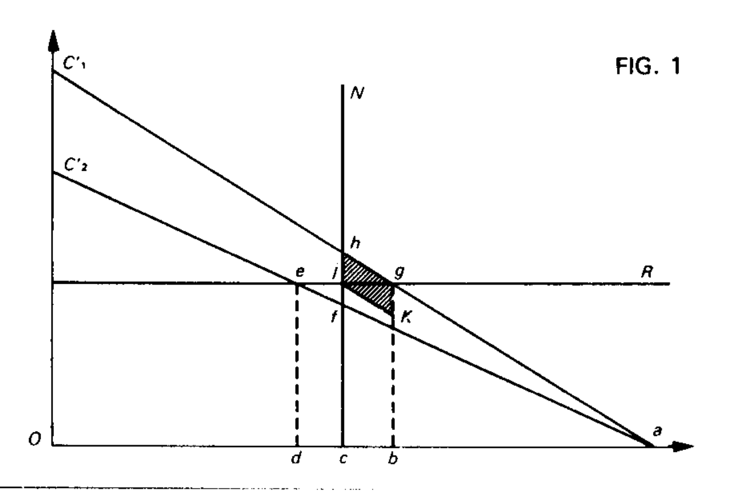


FIG. 1

On peut enfin citer à l'appui de l'efficacité économique des redevances, l'importante étude effectuée aux États-Unis (Kneese et Bower, 1968), sur la rivière Delaware qui traverse la région peuplée et industrielle de Philadelphie. On a divisé la rivière en une trentaine de sections. On a identifié les pollueurs dans chaque section. On a calculé ou estimé les fonctions de coûts de dépollution relatives à chaque pollueur. On s'est ensuite donné arbitrairement — des objectifs de qualité des eaux définis en termes d'oxygène dissous.

On a ensuite envisagé quatre façons d'atteindre ces objectifs et on a calculé le coût correspondant à chaque façon. Les quatre façons sont les suivantes :

— La réduction uniforme. Dans cette solution, chaque pollueur doit diminuer ses rejets d'un pourcentage donné, qui est le pourcentage minimum nécessaire pour atteindre l'objectif fixé, et qui est le même dans tous les segments de fleuve ; cette solution est typique de l'action directe.

— La redevance unique. Ici, chaque pollueur paye une taxe assise sur ses rejets qui est la taxe minimum nécessaire pour atteindre l'objectif.

— La redevance variable. Dans cette hypothèse, le taux de la taxe varie avec la section.

— La planification intégrale. Dans ce cas, chaque pollueur diminue ses rejets d'un montant tel que les contraintes de l'objectif sont atteintes et que le coût total est minimisé ; cette solution qui est par définition la moins coûteuse est difficile à mettre en œuvre et présentée à titre de référence.

Le coût de la mise en œuvre de chacune de ces deux méthodes, pour atteindre deux objectifs donnés, est présenté au tableau 20.

TABLEAU 20 — COÛT DE DIFFÉRENTES MÉTHODES POUR ATTEINDRE DIFFÉRENTS OBJECTIFS DE QUALITÉ DES EAUX DE LA DELAWARE (en millions de $ par an).

	Objectif ambitieux	Objectif modeste
Réduction uniforme	20,0	5,0
Redevance unique	12,0	2,4
Redevance variable	8,6	2,4
Planification intégrale	7,0	1,6

Source : Kneese et Bower (1968), ch.8 ou Kneese (1974), p. 88 seq.

Les résultats de cette simulation dépendent évidemment d'un certain nombre d'hypothèses ; on a, en particulier, supposé que les pollueurs se

conduisent rationnellement, et choisissent le niveau de pollution qui minimise leur coût, redevance comprise ; les fonctions de dépollution sont bien entendu fragiles, mais on n'a pas lieu de penser qu'elles favorisent telle méthode plutôt que telle autre.

Ces résultats confirment bien les enseignements de la théorie et font apparaître que la méthode « directe » est environ deux fois plus coûteuse que la méthode « indirecte » et que la méthode indirecte, c'est-à-dire la redevance, n'est guère plus coûteuse que la solution la moins coûteuse possible.

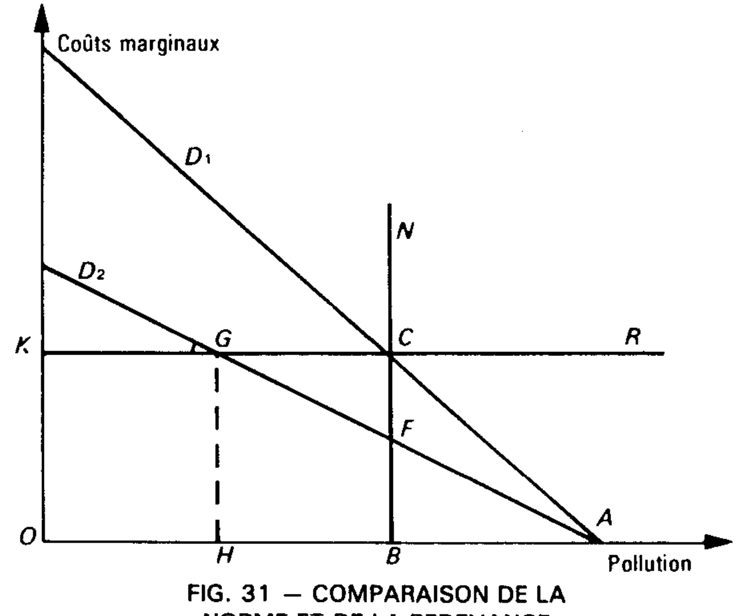


FIG. 31 — COMPARAISON DE LA NORME ET DE LA REDEVANCE LORSQUE LA TECHNIQUE DE DÉPOLLUTION VARIE

Un troisième domaine de comparaison entre instruments concerne la prise en compte du *progrès technique*. Les analyses précédentes sont statiques. Elles supposent que les techniques de dépollution et les courbes de coûts qui leur sont associées sont données. En réalité, la dépollution, et la non-pollution, sont des domaines en évolution rapide où des innovations interviennent et interviendront. En choisissant une politique, et notamment ses instruments, on doit donc se demander ce qui se passera si un progrès technique intervient, ou plutôt lorsqu'un progrès technique interviendra. La fig. 31 permet de répondre à cette question. On considère tout d'abord

la courbe des coûts marginaux de dépollution D_1. L'objectif de pollution a été fixé en *B*. Il peut être atteint grâce à la norme *N* ou à la redevance *R*. Supposons maintenant qu'intervienne un progrès technique. Ce progrès se traduit par l'abaissement de la courbe des coûts marginaux de dépollution qui devient D_2.

Si l'instrument utilisé est la norme *N*, que va-t-il se passer ? L'entreprise polluante n'aura aucune raison de réduire sa pollution, qui restera égale à *B* ; mais elle aura intérêt à utiliser la nouvelle technologie qui réduira ses coûts ; ceux-ci, qui étaient figurés par la surface *ABC*, deviendront *ABF*. Sauf dans les cas où l'autorité politique modifie la norme (ce qui est techniquement et politiquement difficile), le progrès technique entraîne simplement une réduction des coûts supportés par le pollueur.

Si au contraire, l'instrument utilisé est une redevance, que va-t-il se passer ? L'entreprise va à la fois réduire la pollution rejetée, qui se situe en *H*, et réduire les coûts qu'elle supporte, qui étaient *0KCA* et vont devenir *0KGA*. Le bénéfice du progrès technique va ainsi, sans intervention politique particulière, être partagé entre le pollueur et le pollué.

On a de bonnes raisons de penser que le résultat auquel on parvient ainsi avec la redevance est préférable au résultat qu'entraîne la norme. L'objectif de pollution initial *B* avait été fixé compte tenu des coûts de dépollution D_1 ; à des coûts différents et, en l'occurrence inférieurs, correspondra un objectif différent et, en l'occurrence, inférieur. La supériorité de la redevance provient de ce qu'elle réalise automatiquement cet ajustement de l'objectif.

La comparaison des différents instruments utilisables conduit à des conclusions assez nuancées. Elle suggère cependant que, d'une façon générale, les instruments indirects, et en particulier les redevances de pollution, sont particulièrement recommandables.

On constate cependant, lorsqu'on examine les politiques effectivement mises en oeuvre, que ces instruments sont peu utilisés. Ces politiques font essentiellement appel à la contrainte et non à l'incitation par les prix. Mercadal (1972) réfléchissant sur la politique urbaine, arrivait à la même conclusion. Le marché fonctionne mal. On ne cherche pas à le faire fonctionner correctement, en corrigeant les signaux erronés transmis par les prix, comme le voudraient les économistes. On lui substitue le plan. Les praticiens ne suivent pas les prescriptions des théoriciens ; la question se pose de savoir pourquoi. Plusieurs explications peuvent être proposées.

Une première réponse (naïve) qui vient tout d'abord à l'esprit, et en particulier à l'esprit des théoriciens, est que les praticiens ont tort et qu'ils

ignorent ou sous-estiment l'efficacité du maniement des prix. Il y a une part de vérité dans cette réponse. Dans tous les pays, les «praticiens» ont une formation d'ingénieur ou de juriste. Le fonctionnement du marché des prix est finalement assez complexe, ou pour mieux dire, assez abstrait, et on peut penser que des administrateurs à qui on ne l'a jamais expliqué ont quelque difficulté à le comprendre véritablement. Le détour que représente le passage par les signaux des prix leur paraît à la fois long et incertain et ils préfèrent l'action directe en application de l'adage : « un tiens vaut mieux que deux tu l'auras ».

On peut aller plus loin et noter avec Barde et Alexandre (1973, p. 121) que les administrateurs ont intérêt à préférer la contrainte à l'incitation. La contrainte satisfait mieux leur volonté de puissance. Elle leur permet de discuter d'égal à égal, ou même de supérieur à inférieur, avec les patrons des entreprises polluantes. Il est sans doute plus exaltant de recevoir dans un bureau tel P.D.G influant venu quémander que de modifier l'assiette d'une taxe. Les bureaucrates peuvent ainsi, non seulement exercer leur volonté de puissance, mais le faire au nom de l'intérêt général, et donc avec une entière bonne conscience. Ils tirent donc de l'action discrétionnaire qui caractérise souvent la mise en œuvre des instruments directs, des avantages psychologiques considérables qui ne peuvent pas manquer de jouer un rôle dans l'idée qu'ils se font et dans le choix qu'ils font des instruments d'intervention.

L'idéologie dominante peut-elle être un facteur explicatif de la préférence pour les normes ? Les économistes marxistes et les anti-économistes ont insisté sur le caractère apologétique de la théorie néo-classique. Cette théorie, soutiennent-ils, a pour principale fonction de justifier le système capitaliste qui, réciproquement, impose la théorie néo-classique. L'idéologie dominante qui imprègne (par définition) l'esprit des décideurs devrait donc les entraîner à préférer des systèmes d'incitation. On a vu que les décideurs préfèrent en réalité les systèmes d'interdiction. L'explication par l'idéologie dominante est peut-être pourtant éclairante, à condition d'être retournée complètement. Il est bien possible en effet, que l'idéologie dominante soit en réalité planificatrice. La vérification de cette hypothèse demanderait des développements qui n'ont pas leur place ici. Mais cette hypothèse permettrait de comprendre la préférence pour la contrainte qu'il faut bien enregistrer.

L'intérêt des pollueurs est un dernier facteur explicatif. Les entrepreneurs privés devraient, en tant que défenseurs de l'économie de marché, préférer les systèmes d'incitation, qui ressortissent à ce type d'économie et qui laissent intacte leur liberté de décision. En fait, ces entrepreneurs privés

ne sont pas les moins ardents défenseurs des systèmes de contraintes. Comment expliquer ce paradoxe, sinon par le fait que les systèmes de normes sont finalement ceux qui leur coûtent le moins cher. On a vu que les redevances mettent à la charge des pollueurs non seulement les coûts de dépollution, ainsi que le font les normes non assorties de subventions, mais aussi tout ou partie du coût résiduel de pollution. Dans une analyse intéressante mais limitée (par une hypothèse irréaliste : la constance des processus de production), Buchanan et Tullock (1975) ont montré que la réduction directe de la production, au moyen de quotas, était plus intéressante pour les firmes en place, que la réduction indirecte au moyen de taxes. La réduction directe donne en effet aux entreprises en place une sorte de rente. On peut sans doute généraliser cette observation et avancer, au moins à titre d'hypothèse, que l'action directe par le plan est plus conservatrice que l'action indirecte par les prix. La première contrôle ou modifie l'existant, et ce faisant, le consolide. La seconde contrôle ou modifie les conditions d'existence, entraînant des disparitions et des créations, et ce faisant, bouleverse l'existant. Ceci pourrait expliquer que les forces en place, et au premier rang d'entre elles, les pollueurs, préfèrent les instruments directs aux instruments indirects.

Cela ne signifie pas que la société toute entière trouve son compte à ce choix. Tout en se gardant du dogmatisme sans nuance de certains théoriciens, on peut penser que dans beaucoup de cas la manière douce, c'est-à-dire l'instrument incitatif, serait préférable à la manière forte, c'est-à-dire l'instrument contraignant.

7. Les aspects internationaux des politiques

Les causes et les conséquences de la détérioration de l'environnement sont généralement limitées à des espaces assez peu étendus. C'est pourquoi les politiques de l'environnement doivent être définies et mises en œuvre aux niveaux de l'agglomération et de la région ou, à la rigueur, au niveau de la nation. C'est du reste ce que l'on observe.

Les politiques ainsi définies et mises en œuvre dans un pays donné peuvent cependant avoir des conséquences non négligeables pour d'autres pays. Ces conséquences sont de deux types bien distincts. D'un côté, les politiques, qui ont des coûts et des conséquences économiques, risquent d'entraîner des distorsions dans les courants d'échanges et d'investissements. D'un autre côté, les politiques risquent de ne pas ou de mal résoudre les problèmes de détérioration de l'environnement dont les causes sont internationales : c'est le cas des problèmes engendrés par les pollutions transfrontières. Dans les deux cas, une action au niveau international est indispensable.

I — Les distorsions économiques

L'analyse de la politique de l'environnement conduite dans le cadre d'un seul pays néglige une réalité importante : l'interdépendance économique des nations. Les pays ne sont pas économiquement isolés : les produits, les capitaux, et dans une moindre mesure la main d'œuvre, circulent de pays à pays. La théorie démontre, et l'observation confirme, que d'une manière générale, ces échanges sont bénéfiques — même si ce bénéfice n'est pas toujours partagé équitablement entre les différents partenaires.

Les politiques de l'environnement définies par plusieurs pays vont normalement être différentes et ces différences vont à leur tour modifier les courants d'échanges ou d'investissements d'une manière qui risque de nuire à un ou à tous les pays.

Soit un pays A, qui introduit une politique de l'environnement, et un

pays B qui n'introduit pas une telle politique. Les relations économiques entre A et B peuvent en théorie être modifiées d'une triple façon.

a) L'augmentation des coûts de production en A, entraînée par la politique de l'environnement va élever le prix des produits fabriqués en A, en valeur absolue, et relativement au prix des produits fabriqués en B. Les exportations de A vers B vont diminuer, cependant que les importations de B vers A vont augmenter. Ce double mouvement va entraîner une diminution de la production en A ainsi qu'une dégradation de la balance commerciale de A. Une modification des taux de change permettra-t-elle de rétablir l'équilibre de la balance commerciale ? La réponse à cette question dépend de la valeur des élasticités — prix des exportations de A vers B et des importations de B vers A. Ce danger est très fréquemment mis en avant par les producteurs des différents pays : « nous sommes prêts à réduire notre pollution, mais à la condition que nos concurrents étrangers réduisent également leur pollution ».

b) L'augmentation absolue et relative des coûts de production en A aura aussi pour effet d'inciter les entrepreneurs à investir en B plutôt qu'en A. Les flux d'investissements vont ainsi être modifiés au profit des pays qui ont les législations les moins protectrices de l'environnement. On risque de voir apparaître, en particulier dans les pays en voie de développement, des « paradis de pollution » comparables aux « paradis fiscaux » qui ne seront paradisiaques que pour les investisseurs étrangers.

c) Si la politique mise en œuvre par A comporte des normes de produits, il est à craindre qu'elle joue le rôle de barrières non tarifaires aux échanges commerciaux. Les importations de B vers A seront réduites, ce qui risque, dans un deuxième temps, de diminuer les exportations de A vers B. L'exemple le plus connu est ici celui des normes d'émission relatives aux véhicules automobiles : les normes adoptées par le Japon, qui sont plus sévères que les normes adoptées par les autres pays, vont pratiquement arrêter les exportations d'automobiles vers le Japon. Les normes relatives à certains produits alimentaires, ou chimiques, peuvent également perturber des courants d'échanges traditionnels.

Les politiques de l'environnement, ou plus exactement les différences entre les politiques, suivies par les pays, peuvent donc entraîner des distorsions économiques. Ces distorsions économiques sont-elles toujours néfastes ? La réponse doit être nuancée.

S'agissant des distorsions entraînées par les normes de produits, le problème est particulièrement délicat. Ces normes réduisent le volume du commerce international et les gains associés à ce commerce ; en ce sens, elles

gênent à la fois le pays qui les impose et ses partenaires commerciaux ; elles impliquent donc, pour le pays qui les impose, un coût supérieur à l'augmentation des coûts de production entraînée par le respect de ces normes. Elles ne se justifient donc en théorie que si le bénéfice qu'on peut leur associer (c'est-à-dire le coût des dommages évités) est supérieur à la somme du coût direct du respect de ces normes et du coût indirect de réduction du commerce international.

S'agissant des distorsions entraînées par les différences de coûts de production, il convient de distinguer l'origine de ces différences. Ces différences peuvent en effet provenir :

a) de différences dans les conditions écologiques (les coûts sont plus élevés en A parce que la capacité assimilatrice de l'environnement y est moins élevée),

b) de différences dans les objectifs d'environnement (les coûts sont plus élevés en A parce que les objectifs des politiques de l'environnement y sont plus élevés) et

c) de différences dans la répartition des coûts (les coûts sont plus élevés en A parce qu'ils y sont intégralement supportés par les pollueurs).

Si les différences de coûts proviennent de différences dans les conditions écologiques mais correspondent à des objectifs de pollution identiques, les distorsions sont en fait bénéfiques. C'est l'état antérieur qui n'était pas satisfaisant, qui était « distordu » par rapport à la situation idéale, et l'introduction des politiques de l'environnement ne fait que remettre les choses en place. Ce cas est représenté par la fig. 32 dans laquelle C_A est l'augmentation des coûts dans le pays A en fonction des objectifs de qualité de l'environnement, et C_B la même courbe relative au pays B. C_A est plus élevé que C_B parce que la capacité d'absorption de l'environnement est plus faible en A qu'en B. Dans la situation initiale, aucun pays n'a de politique de l'environnement. Les coûts sont égaux (et nuls) en A et en B, mais la qualité de l'environnement qui en résulte n'est pas identique en A et en B. La qualité b de l'environnement en B, est plus élevée que la qualité de l'environnement en A. Cette différence n'est pas reflétée dans les coûts. Elle va amener le pays A à trop se spécialiser dans les productions polluantes. Elle entraîne une distorsion par rapport à une situation idéale. Le fait pour le pays A d'introduire une politique de l'environnement qui lui permettra d'atteindre une qualité de l'environnement égale à b impliquera un coût c. Mais ce coût ne fera que corriger la distorsion antérieure. Le désavantage du pays A en matière d'environnement sera reflété dans les coûts. A n'importe quel niveau de qualité d correspond une différence ef de coûts, qui doit être reflétée dans les prix.

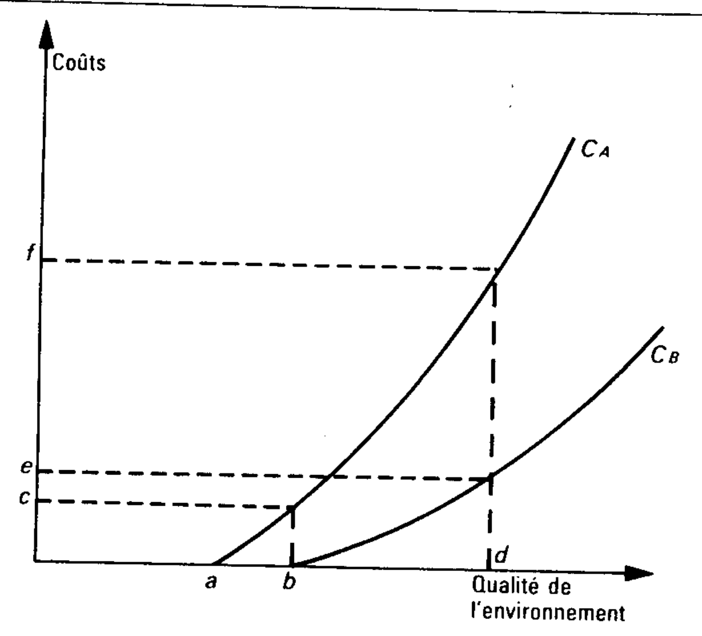


FIG. 32 – COMPARAISON DES COÛTS D'OBJECTIFS DE POLLUTION IDENTIQUES DANS DEUX PAYS ÉCOLOGIQUEMENT DIFFÉRENTS

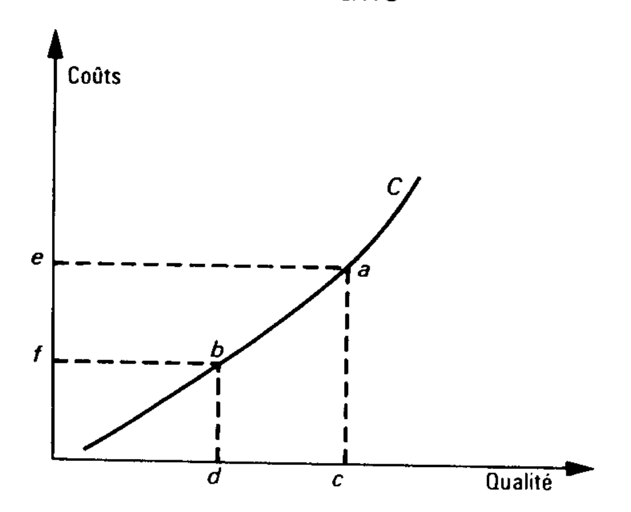


FIG. 33 – COMPARAISON DES COÛTS D'OBJECTIFS DE POLLUTION DIFFÉRENTS DANS DEUX PAYS ÉCOLOGIQUEMENT IDENTIQUES

Mais les différences de coûts peuvent aussi provenir de différences dans les objectifs de qualité, ainsi que le représente la fig. 33.

Soit deux pays *A* et *B* caractérisés par des environnements identiques du point de vue de la capacité assimilatrice, et donc par la même courbe *C* des coûts à supporter en fonction du niveau de qualité de l'environnement. Le point *a* figure la situation du pays *A* et le point *b* celle du pays *B*. Les coûts en *A*, qui sont *e*, sont plus élevés que les coûts en *B*, qui sont *f* ; mais c'est parce que *c*, la qualité obtenue en *A* est plus grande que *d*, la qualité en *B*.

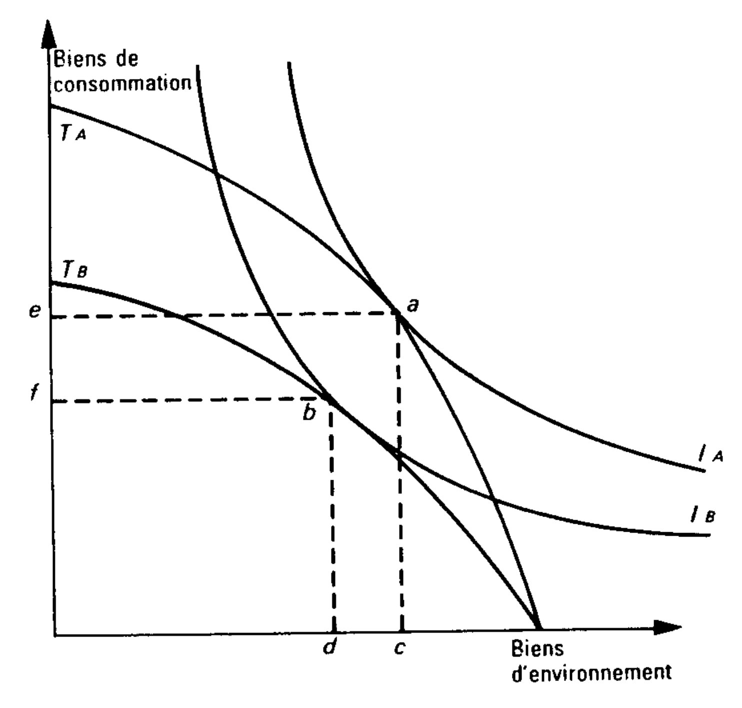


FIG. 34 – DÉTERMINATION D'UN OBJECTIF OPTIMAL DE POLLUTION POUR DEUX PAYS DIFFÉRENTS

Or, et c'est cela le point important, le choix d'un objectif de qualité plus ambitieux par *A* peut être parfaitement rationnel. C'est ce qu'essaye de montrer la fig. 34. Considérons, pour deux pays, les courbes de transformation T_A et T_B entre les biens de consommation et les biens d'environnement, ainsi que les courbes d'indifférence I_A et I_B entre biens de consommation et biens d'environnement. Le pays *A* est un pays plus riche que le

pays B ; quelle que soit la qualité de l'environnement choisie, la production de A est plus élevée que celle de B. Le meilleur choix pour A est le point a où la courbe d'indifférence I_A est tangente à la courbe de transformation T_A ; à tout autre point de la courbe de transformation correspondrait un point situé sur une courbe d'indifférence inférieure. De la même façon, le meilleur choix pour le pays B est figuré par le point b. On voit immédiatement qu'il correspond au niveau de qualité d, qui est inférieur à c, niveau de qualité recherché par le pays A.

La différence dans les coûts, engendrée par une différence dans les objectifs, est donc parfaitement légitime. Elle n'entraîne une distorsion que par rapport à une situation qui ignorerait l'environnement et ne serait donc pas satisfaisante. Là encore, la distorsion est souhaitable. Il n'y a aucune raison de chercher à la réduire en « harmonisant » les objectifs des politiques de l'environnement, au moins entre pays de niveaux économiques différents. Le choix des objectifs est affaire de souveraineté nationale. Il en va différemment pour des pays comme les pays de la C.E.E. qui sont assez homogènes du point de vue économique et qui visent à créer une communauté. Pour ces pays, l'harmonisation des objectifs, qui est en cours, est souhaitable.

Reste une troisième source de différences dans les coûts : la différence dans la répartition des coûts.

Soit deux pays A et B, qui ont les mêmes objectifs, et les mêmes conditions écologiques, c'est-à-dire les mêmes courbes de coûts.

Dans le pays A, ces coûts sont supportés par les pollueurs, et répercutés dans les prix ; dans le pays B, ils sont supportés par les Pouvoirs publics, et n'apparaissent donc pas dans les prix. Cette situation introduit au détriment des producteurs du pays A une distorsion que rien ne justifie.

C'est pour éliminer ce type de distorsion qu'a été introduit le « principe pollueur-payeur », à l'O.C.D.E. (en 1972) puis à la C.E.E. (en 1974). « Ce principe — précise le texte de la recommandation adoptée par le Conseil des Ministres de l'O.C.D.E. — signifie que « le pollueur devrait se voir imputer les dépenses relatives aux [...] mesures arrêtées par les Pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable ». Il appelle quelques remarques. Le principe pollueur-payeur (*P.P.P.*) ainsi défini — n'est pas le principe d'internalisation totale cher aux théoriciens de l'économie. Il met seulement les dépenses de lutte contre la pollution à la charge des pollueurs ; il ne les oblige pas à payer le coût des dommages résiduels. Un système d'indemnisation des victimes, comme le système en vigueur au Japon, va au-delà du *P.P.P.* Le principe pollueur-payeur s'analyse en fait

comme une interdiction des subventions. C'est un principe d'internalisation partielle.

Ce principe a été conçu en pensant à un instrument particulier : la norme d'émission. Il s'applique assez mal à la combinaison de redevances et de subventions qui caractérise les Agences de Bassins françaises. Par rapport au *P.P.P.* cette combinaison demande trop aux entreprises (en mettant à leur charge une redevance assise sur la pollution résiduelle) et elle donne trop aux entreprises (en leur accordant des prêts). Pour réconcilier cette combinaison avec le *P.P.P.*, on est amené à considérer « l'ensemble des pollueurs » et à souligner que le coût des dépenses anti-pollution est bien supporté par l'ensemble des pollueurs.

Le *P.P.P.* met à la charge des pollueurs les coûts de la lutte contre la pollution, mais il ne dit rien sur l'importance de ces coûts. Ces coûts supportés sont ceux qui résultent « des mesures arrêtées par les Pouvoirs publics », souverainement, et que l'on s'interdit d'examiner. Cette définition n'est pas sans inconvénients. Soit deux pays A et B qui ont la même courbe de coût, et dont la situation est illustrée par la fig. 35.

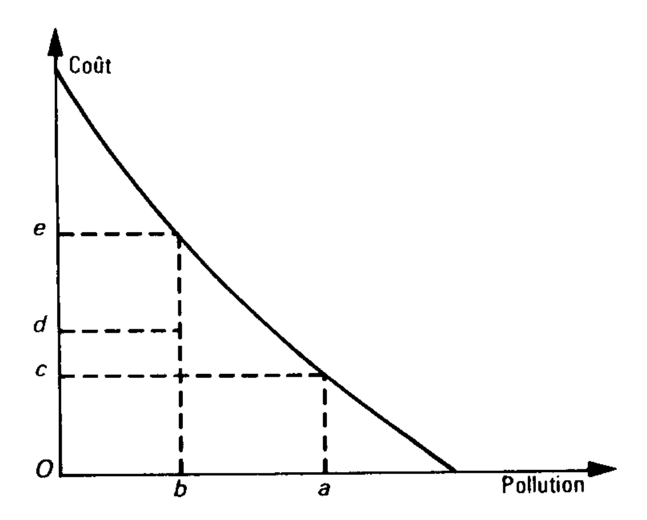


FIG. 35 — COMPARAISON DE POLITIQUES DIFFÉRENTES DANS DEUX PAYS IDENTIQUES

Le pays A pratique une politique assez laxiste, et fixe en a le niveau élevé de pollution acceptable ; il fait supporter intégralement aux pollueurs le coût de cette politique, c'est-à-dire oc. Le pays B pratique une politique plus sévère, et choisit le niveau de pollution bas b ; mais il subventionne à

raison de moitié les coûts *oe* entraînés par cette politique, payant *de* et laissant *od* à la charge des pollueurs. Le pays *A* observe le *P.P.P.* Le pays *B*, qui pratique une politique plus ambitieuse, et qui charge plus lourdement ses pollueurs (puisque $od > oc$) viole le *P.P.P.* La non-prise en compte de la nature des « mesures arrêtées par les Pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable » ôte au *P.P.P.* une partie de son intérêt. D'un autre côté, on l'a dit, la nature de ces mesures et l'objectif qu'elles déterminent sont et doivent être du ressort de chaque pays, et ne peuvent donc pas être prises en compte dans un principe négocié entre pays. De plus, on peut penser que les pays de l'O.C.D.E., et *a fortiori* de la Communauté Économique Européenne sont suffisamment homogènes pour que les objectifs de leurs politiques d'environnement ne soient pas trop différents les uns des autres et que le cas représenté par la fig. 35 soit un cas d'école. L'O.C.D.E. et la C.E.E. ont, en outre, prévu des exceptions au *P.P.P.*, c'est-à-dire la possibilité de subventionner les pollueurs, « dans des circonstances exceptionnelles, telles que la mise en œuvre rapide d'un système contraignant et particulièrement sévère de lutte contre la pollution ».

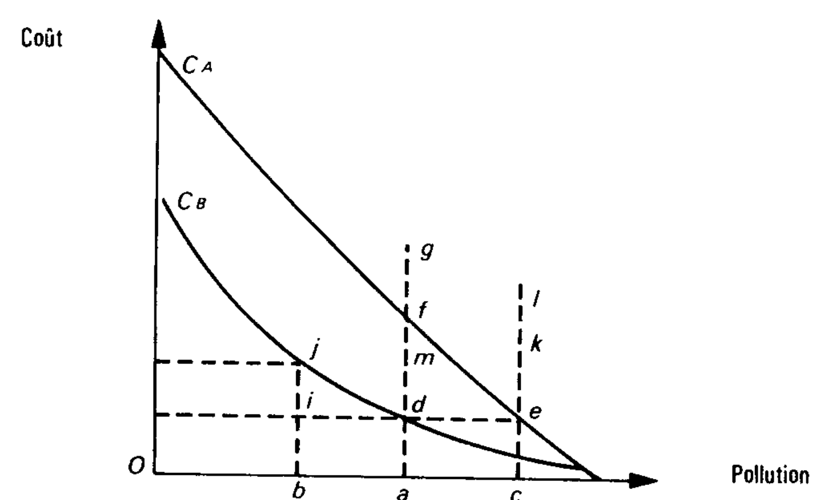


FIG. 36 – COMPARAISON DE POLITIQUES DIFFÉRENTES A L'ÉGARD D'ENTREPRISES ANCIENNES ET NOUVELLES

Les organisations internationales se sont efforcées de limiter la portée de ces exceptions. L'une des idées émises, et acceptées à cet effet, a été de réserver la possibilité de subventions aux usines existantes qui ont (pour

une norme de rejet identique) des coûts de dépollution plus élevés que les usines à construire. Les subventions aux usines à construire sont interdites à la C.E.E. et mal vues à l'O.C.D.E. Cette discrimination résiste assez mal à l'analyse ainsi que le montre la fig. 36.

Soit deux entreprises *A* et *B*, telles que leurs pollutions s'ajoutent, et dont les courbes de coût sont différentes parce que *A* est une entreprise existante et *B* une entreprise à construire. On peut concevoir deux façons d'atteindre un certain objectif de pollution totale 2 *0a*.

La première consiste à imposer la même norme d'émission *0a* à chaque entreprise ; l'entreprise *A* subira des coûts *af*, l'entreprise *B* des coûts *ad* ; comme *af* est beaucoup plus grand que *ad*, l'entreprise *A* demandera une subvention ; on fait l'hypothèse qu'elle obtiendra une subvention égale à *df* ; on construit $gf = ad$, et $gm = df$; *am* (qui est égal à 2 *ad*) représente les coûts à la charge des entreprises ; *mg* est le montant de la subvention ; *ag* est le coût économique total de cette façon d'atteindre l'objectif.

La deuxième façon consiste à imposer la norme *0b* à l'entreprise *B* et la norme *0c* à l'entreprise *A*, telles que $0b + 0c = 2\ 0a$; l'entreprise *A* supporte alors des coûts *ce*, et l'entreprise *B* des coûts *bj* ; l'entreprise *B*, qui a une norme plus stricte que l'entreprise *A*, et de ce fait des coûts plus élevés, demandera une subvention ; on fait l'hypothèse qu'elle obtiendra une subvention égale à *ij* ; on construit $el = bj$ et $lk = ij$.

La première solution est une exception valable au *P.P.P.* ; la seconde non. Cependant, la première solution est a) plus coûteuse globalement que la seconde (puisque $ag > cl$) et b) plus légère aux pollueurs que la seconde (puisque $am < ck$).

Elle est à la fois moins efficace économiquement et moins neutre du point de vue du commerce international. La lettre du *P.P.P.* est ici contraire à l'esprit du *P.P.P.*.

Il convient donc de ne pas sacraliser le *P.P.P.*, et de se contenter d'y voir un principe qui a exercé — et qui continue d'exercer — une pression morale pour éviter le financement par l'impôt des coûts de dépollution et pour réduire les distorsions en matière d'échanges internationaux qui résulteraient d'attitudes différentes des pays relativement au financement des coûts de dépollution.

Il importe de compléter ces analyses théoriques des distorsions économiques que les politiques nationales sont susceptibles d'engendrer par quelques observations empiriques. Celles-ci sont rares dans ce domaine et ne permettent aucune conclusion. On est frappé, cependant, par le fait qu'aucune étude n'a mis en évidence de distorsion significative. Le minis-

tère du Commerce des États-Unis établit chaque année un rapport sur les avantages dont pourraient bénéficier les producteurs étrangers du fait des coûts de contrôle de la pollution mis à la charge des producteurs américains ; le troisième rapport, daté d'avril 1975, note qu'aucun changement notable dans la structure du commerce et des investissements internationaux n'a encore pu être attribué à des différences de coûts (cité in C.E.Q., 1975, p. 611). L'O.C.D.E. a mis au point une procédure de « consultation » ; cette procédure permet à un pays qui s'estime menacé dans son commerce par les dispositions anti-pollution prises par un autre pays de faire discuter ces dispositions à l'O.C.D.E. ; cette procédure n'a jamais été utilisée, ce qui suggère qu'aucun pays ne s'est jamais estimé menacé. Les quelques données dont on dispose sur les coûts de dépollution expliquent assez bien cette absence réelle de distorsions économiques. Ces coûts, on l'a vu, sont faibles, et très rarement supérieurs à 5 % du prix des produits. Les différences dans les coûts de dépollution — qui sont seules la cause d'éventuelles distorsions — sont évidemment beaucoup plus petites. Elles ne dépassent 2 % que pour quelques très rares produits. Une telle différence est insuffisante pour altérer des courants d'échanges, qui ne s'établissent pas seulement sur des considérations de prix, mais dépendent aussi de l'efficacité des réseaux commerciaux, de la qualité des produits, des conditions de paiement, etc. On notera que le Japon, qui est le pays où les coûts de la lutte contre la pollution sont les plus élevés, et un pays où ces coûts sont mis à la charge des pollueurs, est aussi un pays qui a rapidement augmenté ses exportations — qui sont cependant des exportations de branches particulièrement polluantes.

De même, les « paradis de pollution » semblent être davantage une possibilité théorique qu'une réalité effective. On ne connaît pratiquement pas d'investissement réalisé dans un pays en voie de développement *dans le but de* profiter de la législation laxiste de ce pays en matière de lutte contre la pollution. Cela s'explique peut-être partiellement par une certaine « réserve » de la part des investisseurs des pays développés. C'est ainsi, par exemple, qu'une grande société pétrolière semble (par souci de son image et par volonté de simplification) avoir pour politique de créer exactement les mêmes types de raffineries en pays en voie de développement et en pays industrialisé. C'est ainsi que la Banque Mondiale a établi, pour les investissements qu'elle finance, ses propres normes d'émission, qui sont indépendantes de (et plus sévères que) celles qu'impose le pays où est réalisé l'investissement. Mais la raison pour laquelle le « droit de polluer » ne joue pas actuellement un grand rôle dans la localisation des investissements internationaux est ici encore que l'avantage donné par ce droit de polluer est faible, relativement aux autres éléments pris en compte dans la décision de

localisation : coût et disponibilité de la main d'œuvre, coût et disponibilité des matières premières et de l'énergie, possibilités du marché intérieur du pays choisi, etc.

Le problème de l'exportation de la pollution par la création d'usines polluantes dans les pays en voie de développement ne semble donc pas être actuellement un problème grave. Le deviendra-t-il jamais ?

Les pays en voie de développement ont longtemps été prêts à accepter les industries polluantes, à la fois parce que la capacité assimilatrice de l'environnement y apparaissait très grande, et parce que la demande d'environnement, à un niveau de développement peu élevé, semblait plus aiguë. « La pire des pollutions, c'est la pauvreté » disaient, non sans raison, les pays en voie de développement à la Conférence de Stockholm en 1972. Au cours des années récentes, ces pays ont graduellement changé d'attitude. Ils se sont avisés que la capacité assimilatrice de l'environnement, loin d'être toujours plus grande dans les pays en voie de développement, y était au contraire souvent plus limitée ; dans les pays arides, en particulier, l'eau constitue une ressource très rare, très précieuse, et très fragile. Ils ont aussi compris que les dommages causés par la pollution pouvaient vite devenir insupportables (à Téhéran, à Mexico, à Séoul, à Calcutta, la pollution de l'air atteint des niveaux très élevés). Aussi, beaucoup de ces pays sont-ils en train de se doter de législations anti-pollution. Les « paradis de pollution » risquent de se fermer avant d'avoir été utilisés.

II — La pollution transfrontière

L'analyse de la politique de l'environnement conduite dans le cadre d'un seul pays néglige une deuxième réalité : l'interdépendance écologique des nations. Les pollutions émises dans un pays peuvent créer des dommages dans d'autres pays, soit directement, soit indirectement par l'intermédiaire d'une ressource commune. La fig. 37, qui représente une carte imaginaire illustre les deux grands types de pollution transfrontière :

a) Le fleuve *F* est le lieu d'une pollution transfrontière unidirectionnelle ; les entreprises du pays *A* rejettent dans le fleuve *F* des déchets qui créent des dommages dans le pays *C*, situé en aval ;

b) Le lac *L*, la rivière *R* et la mer *M* sont des ressources partagées ; les entreprises de chacun des trois pays riverains du lac et de chacun des deux pays riverains de la rivière ou de la mer rejettent des déchets qui créent des dommages aux agents de chacun des pays ; il y a toutefois une différence entre le lac et la rivière qui sont entièrement situés dans le domaine de com-

pétence des États riverains et la mer, qui est une zone qui ne relève de la compétence d'aucun État.

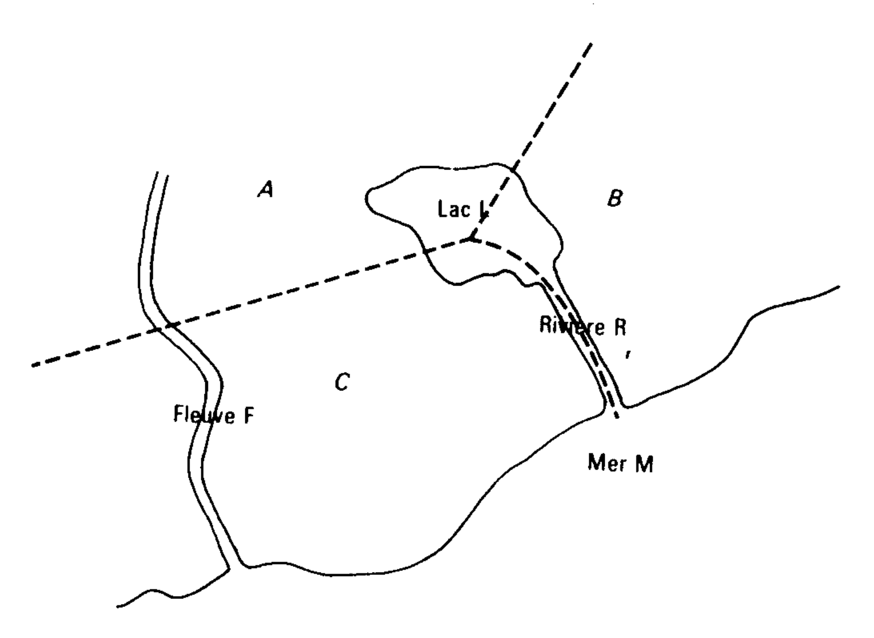


FIG. 37 – TYPES DE POLLUTIONS TRANSFRONTIÈRES

Les exemples de pollution transfrontière sont nombreux. La plupart des fleuves qui traversent deux ou plusieurs pays sont des vecteurs de pollution transfrontière : le Rhin, le Danube, l'Escaut, la Meuse, le Tage. Des polluants peuvent aussi être transportés par l'air, sur de courtes distances dans les zones frontalières et aussi sur de longues distances comme dans le cas des particules radio-actives qui peuvent être transportées de continent à continent, ou dans celui du dioxyde de soufre émis en Grande-Bretagne, République Fédérale d'Allemagne, République Démocratique d'Allemagne, en Pologne, en France et qui crée des dommages sérieux aux lacs de Norvège et de Suède. Les cas de pollution des ressources communes sont plus nombreux encore. Ils concernent des lacs, comme les grands lacs américains, le lac de Genève, le lac de Constance, et des mers, notamment les mers plus ou moins fermées comme la mer Baltique, la mer Méditerranéenne, les Caraïbes. Ils concernent aussi l'atmosphère ; c'est ainsi que la teneur de l'air en monoxyde de carbone mesurée près des pôles (loin de toute source d'émission) augmente constamment ou que les chlorofluoro-

carbones, émis dans l'atmosphère par les gaz propulseurs, détruisent l'ozone de la stratosphère et augmentent ainsi les radiations ultra-violettes et de ce fait les cancers de la peau (Department of the Environment, 1976).

Le mécanisme de la pollution transfrontière unidirectionnelle ne diffère pas du mécanisme de la pollution nationale et s'analyse également en termes d'externalités. Les entreprises du pays amont minimisent leurs coûts de production en rejetant des déchets qui créent des dommages dans le pays aval. Cette situation n'est pas optimale, en ce sens que le total des coûts supportés par l'ensemble des deux parties pourrait être réduit par une réduction de la pollution. L'approche classique consiste à chercher le niveau de pollution qui minimise ce total des coûts. Son extension à la pollution transfrontière est difficile parce qu'il n'existe pas de pouvoir politique au niveau international. Au niveau national, l'État a le pouvoir et sans doute le devoir d'imposer aux pollueurs et aux pollués la solution qui minimisera les coûts que ceux-ci supportent conjointement et de répartir ces coûts entre les diverses parties.

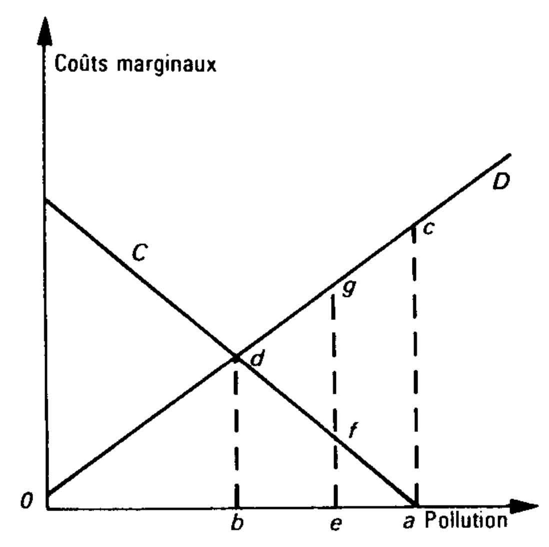


FIG. 38 – POSSIBILITÉS D'ACCORD EN CAS DE POLLUTION TRANSFRONTIÈRE

On peut imaginer qu'un accord intervienne directement entre pollués d'un pays et pollueurs d'un autre pays. La fig. 38 en illustre la nature. La courbe *D* représente le coût marginal des dommages, qui est supporté par les pollués du pays aval ; la courbe *C*, le coût marginal de la dépollution

supporté par les pollueurs du pays amont. En l'absence de toute action, le niveau de pollution se situe en *a* et les pollués supportent un dommage *oca*.

Les pollués ont intérêt à offrir aux pollueurs de payer les coûts de la dépollution jusqu'au niveau *b*, c'est-à-dire la somme *bda*. Ils supporteront en outre les dommages *odb*. Cet accord aura donc pour effet de réduire le coût supporté par les pollués de *oca* à *oda*, et de leur faire réaliser une économie égale à *adc*. Il n'y a du reste aucune raison (autre que éthique) pour que le bénéfice de cet accord soit intégralement empoché par les pollués, et on peut penser qu'une négociation s'engagera, au terme de laquelle ce bénéfice sera partagé entre pollueurs et pollués.

Le raisonnement n'est pas sensiblement modifié si l'on suppose — ce qui est peut-être plus réaliste — que le niveau de pollution de départ n'est pas *a* mais *e* ; les résidents du pays pollué auront intérêt à offrir aux pollueurs la somme *bdfe* en échange d'une réduction de la pollution au niveau *b* ; un accord sur cette base permettra de réaliser une économie égale à *fdg*.

Une difficulté particulière à ce type de solution provient du fait que pollueurs et pollués ont intérêt à mentir sur la forme de leurs courbes de coût.

Les parties en présence sont des pays souverains qui estiment les coûts de manière indépendante, selon des critères propres, à l'abri de toute critique. Le pays en amont a intérêt à majorer son coût de dépollution et le pays en aval à majorer le coût des dommages. Mais ces déplacements des courbes *D* et *C* auront pour effet de conduire à un accord sur la base d'un niveau de pollution différent de *b*, et donc du niveau souhaitable.

On a imaginé des solutions ingénieuses pour résoudre ce problème (Smets, 1976). Mais il est évident que les solutions satisfaisantes passent par des abandons limités de souveraineté, c'est-à-dire par des conventions bilatérales négociées.

Il en va de même en ce qui concerne la pollution des ressources communes. Le phénomène s'analyse en termes d'externalités réciproques. Il n'y a plus de pays pollueurs et de pays pollués : tous les pays sont à la fois pollueurs et pollués. Si chaque pays se donne, en ce qui le concerne, un objectif originel de dépollution (en choisissant le niveau de pollution qui égalise son coût marginal de dépollution et le coût marginal des dommages qu'il se cause), le niveau global de pollution qui en résultera sera plus élevé que le niveau optimal global.

La fig. 39 aidera à le comprendre. Soit deux pays qui déversent dans une ressource commune des pollutions qui peuvent s'ajouter. On suppose que les courbes des coûts marginaux des dommages sont les mêmes pour les

deux pays, et figurées par *oa*. On suppose enfin que les courbes des coûts marginaux de dépollution sont également identiques dans les deux pays et représentées par *bc*.

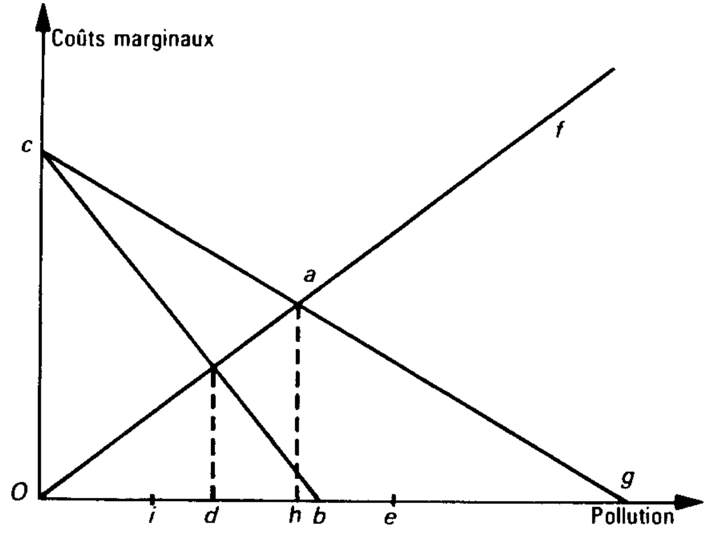


FIG. 39 — POLLUTION DE RESSOURCES COMMUNES

Si chaque pays agit en ne tenant compte que de sa propre pollution, il fixe son niveau de pollution en *d*. La pollution totale est alors *e*, tel que $oe = 2\ od$. Elle n'est pas optimale. Pour l'ensemble des deux pays, en effet, la courbe des coûts marginaux des dommages est *of*, la courbe des coûts marginaux de dépollution est *gc*, et le niveau optimal de pollution est *h*. Ce niveau sera atteint si chacun des deux pays réduit son niveau de pollution jusqu'en *i* qui est tel que $oh = 2\ oi$. On voit que *h* est plus petit que *e* (et *i* est plus petit que *d*), et donc que l'action non coordonnée des deux pays entraîne un excès de pollution.

Ce modèle simplifie le problème, qui est généralement compliqué

a) par le nombre des pollueurs (et des pollués) qui peut être grand, et

b) par des dissymétries dans la situation des différents pays.

Mais il montre assez bien l'essentiel, c'est-à-dire que la réduction, par chaque pays, de sa pollution au niveau qui va minimiser les coûts pour l'ensemble des pays concernés, ne peut résulter que de la coopération internationale.

Les accords bilatéraux ou multilatéraux intervenus dans ce domaine sont assez nombreux. Dès 1909, les États-Unis et le Canada ont signé une convention réglementant la pollution dans les zones frontalières.

La coopération internationale progresse du particulier au général, puis du général au particulier, et ainsi de suite.

Elle est d'abord une *pratique*. Les Nations ne se conduisent pas aussi égoïstement que le suggère la théorie économique ; en réalité, elles prennent souvent des mesures de nature à réduire ou à réparer les dommages de pollution transfrontière. C'est ainsi, par exemple, que la plupart des pays et en tous cas la France, appliquent les mêmes normes d'émission, ou les mêmes redevances de pollution, à toutes les entreprises polluantes situées sur leur territoire, indépendamment de leur localisation géographique — même si elles ne polluent que les ressortissants d'un pays voisin. C'est ainsi encore que, dans beaucoup de pays, les tribunaux feront droit aux recours d'un étranger victime (à l'étranger) de la pollution émise par un ressortissant à partir du territoire national. Cette pratique résulte souvent d'accords, de conventions, de traités bilatéraux ou multilatéraux. Ces traités sont très nombreux. On peut citer, à titre d'exemple, le Traité de Washington de 1909 relatif aux eaux limitrophes aux États-Unis et au Canada, ou la Convention Internationale pour la Protection du Rhin. Plusieurs Conférences Internationales ont préparé des conventions visant à limiter la pollution des mers : on citera notamment les Conventions de Londres (1973), Oslo (1972), Paris (1974), Barcelone (1975).

Ces pratiques fondent une *théorie*. La doctrine (c'est-à-dire les textes publiés par des professeurs de droit international)et la jurisprudence (c'est-à-dire les arrêts de la Cour Internationale de Justice de la Haye, et les sentences arbitrales) proposent des principes (qui systématisent et parfois débordent les pratiques enregistrées). Ces principes sont souvent incorporés dans des textes négociés internationalement, comme la déclaration adoptée à la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement Humain, à Stockholm (1972), ou la recommandation du Conseil de l'O.C.D.E. concernant des principes relatifs à la pollution transfrontière. Les principes les plus importants qui peuvent être considérés comme acquis sont :

a) le principe de la solidarité internationale, qui débouche sur le principe de la gestion intégrée des zones communes et

b) le principe de la non-discrimination (qui indique que les politiques nationales ne devraient pas être moins sévères pour la pollution qui se produit à l'étranger que pour celle qui apparaît à l'intérieur des frontières d'un pays dont les traductions et les compléments en termes de procédures sont

les principes d'égalité d'accès aux tribunaux, et le principe de participation aux procédures de consultation.

Un troisième principe, le principe de la responsabilité (c'est-à-dire de la responsabilité financière des dommages causés), bien que figurant dans la Déclaration de la Conférence de Stockholm, n'est pas encore totalement accepté par tous les pays.

Ces principes, issus de la pratique des États et de la négociation, vont à leur tour exercer un effet sur la pratique des États. Dans les négociations bilatérales, ou multilatérales, ils fourniront des arguments aux représentants des nations polluées pour obtenir des concessions de la part des pays pollueurs. Ils permettront d'accélérer la mise en œuvre de conventions ou de traités déjà signés.

Mais on sent bien que leur force est seulement morale, ainsi du reste que celle des conventions plus spécifiques. Le droit international, à la différence du droit national, est un droit sans sanction. On pourrait dire qu'il est une morale. Il est un instrument bien imparfait pour résoudre des problèmes de pollution transfrontière. Mais il est le seul instrument disponible, et même, le seul instrument concevable.

8. Les résultats des politiques

Les politiques de l'environnement, mises en œuvre au cours des années récentes dans la plupart des pays développés, ont-elles effectivement contribué à améliorer la qualité de l'environnement ? Cette question renvoie immédiatement à une autre question : comment mesurer la qualité de l'environnement ? Il faut donc se pencher sur les instruments de mesure de la qualité de l'environnement avant de chercher à analyser l'évolution des mesures disponibles.

I — Les indicateurs de la qualité de l'environnement

Parallèlement au développement des politiques de l'environnement, on a, au cours des années récentes, assisté au développement de systèmes de mesures de l'environnement, d'indicateurs de l'environnement. Les indicateurs économiques sont les parents, les modèles implicites des indicateurs de l'environnement. La demande d'indicateurs sociaux et de l'environnement est le dernier acte d'une pièce de cinq actes, qui peut être résumée de la façon suivante.

Le premier acte se situe avant la deuxième guerre mondiale. Il n'y a pas d'ensembles organisés d'indicateurs économiques ni, *a fortiori*, d'indicateurs sociaux ou de l'environnement. Dans tous les pays développés, les décideurs prennent leurs décisions sur la base de leur intuition, aidés par les statistiques disponibles qui sont des séries temporelles de prix (prix des biens, de l'argent, des actions, des monnaies étrangères), de productions sectorielles physiques (production d'acier, de blé, etc.) et de données démographiques (population, emploi, etc.).

Le deuxième acte commence au moment de la deuxième guerre. Entre le P.N.B. Ce nouveau concept va vite dominer la scène. Il fait plus que fournir un instrument pour mesurer les résultats de la politique économique. Il donne à la politique économique, un objectif qu'elle n'avait pas avant guerre. Avant la guerre, les décideurs ne savaient pas exactement ce qu'ils

devaient rechercher. Après, ils ont eu un objectif de politique simple et largement accepté : maximiser le P.N.B. La « croissance », mot clé de cette époque, est la croissance du P.N.B. Le second acte se termine au début des années soixante, à l'apogée du règne du P.N.B.

Le troisième acte voit le début du déclin de la notion de P.N.B. Un certain nombre de critiques bien connues, et bien fondées, sont formulées à l'encontre de ce concept dominant : il ne compte que ce qui se vend et ignore donc les biens et les maux publics, tels que la pollution ; il suppose que les prix reflètent correctement toutes les raretés et toutes les préférences, etc.

Au quatrième acte, on voit différentes tentatives pour sauver le concept de P.N.B. en le corrigeant, en l'améliorant et le rendant plus réaliste. Le P.N.B. n'inclut pas le travail des femmes au foyer : on peut évaluer la valeur ajoutée par ce travail et l'ajouter au P.N.B. Le P.N.B. ne comptabilise pas les coûts de la pollution : on peut les estimer et les soustraire du P.N.B. Tobin aux États-Unis et Shinohara au Japon, ont calculé le Bien-Etre National Brut (ou Net) pour leurs pays respectifs. D'une façon générale, ces tentatives ont échoué. Elles n'ont été conduites que dans quelques pays, et par des chercheurs plutôt que par des instituts de statistiques. Elles ont été ignorées du grand public et des décideurs. Le Bien-Etre National Brut n'a pas remplacé le P.N.B.

Le dernier acte est donc l'effort actuel entrepris pour construire des indicateurs sociaux et de l'environnement. L'objectif n'est pas de remplacer le concept de P.N.B. par un nouveau concept, mais de compléter les informations contenues dans le P.N.B. par un ensemble d'« indicateurs de l'environnement » qui joueraient un rôle similaire au rôle joué par le P.N.B.

L'une des meilleures définitions de ce que ces indicateurs « devraient » être, figure dans un document du Groupe de Travail sur les Indicateurs d'Environnement Urbain créé à l'O.C.D.E. La définition a été produite pour des indicateurs d'environnement urbain, mais elle peut facilement être généralisée. Elle a un caractère semi-officiel et reflète assez bien les idées reçues dans les milieux gouvernementaux des pays-membres : « Le travail sur les indicateurs d'environnement (...) est une réponse à la demande d'informations quantitatives, synthétiques et intégrées, qui seraient nécessaires pour améliorer les politiques de l'environnement. Des ensembles d'indicateurs de l'environnement (...) peuvent ainsi être définis en fonction des besoins de la formulation, de l'évaluation et de la mise en œuvre des politiques. Ces trois caractéristiques — la nature synthétique, l'organisation en un ensemble, et leur fonction à l'égard des politiques — séparent les indicateurs des statistiques ».

On peut se demander si de tels objectifs

a) sont bien réalisables et

b) s'ils sont bien nécessaires.

Le développement de systèmes d'indicateurs aussi ambitieux se heurte à une double difficulté. Il est égalemente difficile de savoir ce qui doit être mesuré, et comment cela doit être mesuré.

Il est pratiquement impossible de parvenir à un accord sur ce qui doit être mesuré. La vertu principale du concept de P.N.B. était — et reste — son unicité en tant qu'indicateur économique. Pour « concurrencer » le P.N.B., les indicateurs d'environnement devraient être très peu nombreux. S'ils sont plus que 4 ou 5, le public, et même les décideurs, ne pourront pas les comprendre et suivre leur évolution, et ces indicateurs ne joueront qu'un rôle mineur dans les débats publics et dans les décisions politiques, aux niveaux nationaux et locaux. Cependant, dans le domaine de l'environnement, les problèmes qui appellent des mesures (aux deux sens du terme) sont beaucoup plus nombreux. Une quinzaine de polluants au moins devraient être régulièrement suivis.

La façon classique d'avoir à la fois beaucoup et peu d'indicateurs consiste à agréger un grand nombre d'indicateurs en quelques-uns. Mais cette voie semble peu praticable.

Premièrement, on ne sait pas comment agréger. Il n'y a aucune unité capable de jouer le rôle que joue l'argent, dans le domaine économique, qui permet d'agréger des tonnes d'acier et des concerts. En matière de pollution, on pourrait penser aux conséquences sur la santé (en termes de journées, de maladies, ou de décès prématurés), mais ces instruments d'agrégation seraient sans doute incomplets, et de toute façon, les données qui seraient nécessaires pour ce type d'exercice ne sont tout simplement pas disponibles. Les efforts entrepris, en particulier au Canada, reposent sur des pondérations données aux différents polluants par des « experts ». De tels systèmes de pondération cependant, seront toujours critiquables, et dénués de la crédibilité sociale et politique nécessaires.

D'autre part, de tels agrégats seraient intéressants d'un point de vue général, pour savoir si la qualité de l'environnement « s'améliore », mais ils ne seraient pas très utiles à ceux qui prennent des décisions dans ce domaine. Les politiques de lutte contre la pollution ne sont pas des politiques intégrées mais bien plutôt des collections de politiques partielles, sectorielles : une politique de réduction du SO_2, plus une politique de contrôle des P.C.B., etc. A la différence de la politique économique, la politique de l'environnement ne cherche pas à maîtriser des agrégats. Il n'y a pas

d'équivalent environnemental de la notion de demande globale. Les difficultés de l'agrégation d'indicateurs de l'environnement ne sont pas simplement « techniques » : elles reflètent l'absence d'objectif unique de politique dans le domaine de l'environnement.

Même s'il était possible de parvenir à un accord sur ce qui doit être mesuré, encore faudrait-il savoir comment le mesurer. Les difficultés de la mesure, qui caractérisent les statistiques particulières aussi bien que les systèmes d'indicateurs, sont considérables. Elles concernent autant les indicateurs objectifs que les indicateurs subjectifs.

Les indicateurs objectifs, qui visent à décrire la réalité telle qu'elle est, et non pas telle qu'elle est perçue, sont difficiles à définir à cause de la nature des soucis auxquels ces indicateurs doivent répondre. Prenons l'un des cas les plus simples : la pollution par le dioxyde de soufre. Les soucis fondamentaux ici sont que la pollution par le SO_2 crée des dommages à la santé, à l'environnement naturel, et à l'environnement construit. Ces trois types de dommages devraient être pris en considération dans la formulation des politiques ; ils appellent en toute rigueur des indicateurs différents. Supposons que les dommages à la santé sont beaucoup plus importants que les autres qui peuvent être ignorés. Reste le fait que les dommages à la santé sont une fonction (mal connue) de la concentration et de l'exposition. Un indicateur de la pollution par le SO_2 devra donc inclure ces deux paramètres et être défini en termes de tant de p.p.m. durant tant d'heures (ou de jours). Un tel indicateur, cependant, sera bien imparfait. Les valeurs qu'il prendra ne pourront pas être classées en ordre ordinal, encore moins en ordre cardinal : 0,8 p.p.m. durant 4 heures est-il plus dangereux que 0,4 p.p.m. pendant 8 heures ? De toutes façons, cet indicateur simplifiera considérablement la réalité, qui est faite de variations dans les concentrations pour toute période de temps : 0,8 p.p.m. pendant 10 minutes, suivie par 0,6 p.p.m. pendant 30 minutes, etc.

Les indicateurs devront être définis

a) en termes de valeurs moyennes ou supérieures arbitrairement choisies,

b) pendant des périodes arbitrairement choisies.

Ces difficultés se rapportent à la définition d'un indicateur de la pollution par le SO_2 en un point donné. Mais bien entendu, les politiques doivent considérer la pollution par le SO_2 dans l'espace national, régional ou local. Cela soulève deux problèmes. Combien de points, et lesquels, seront représentatifs de cet espace ? Comment les valeurs des différents points représentatifs seront-elles agrégées dans un indicateur unique ? Ici encore, un large élément d'arbitraire est nécessaire.

Une solution élégante à ces difficultés consiste à définir les indicateurs ou les statistiques de l'environnement en termes de normes de qualité. Il est facile de voir si une norme est ou non respectée. Il est plus difficile de dire si elle l'est « beaucoup » ou « peu », mais dans beaucoup de cas, la question est sans objet. Si on dispose d'un grand nombre d'observations dans le temps et l'espace, on peut calculer le pourcentage des cas où la norme est respectée. Ce pourcentage est assez significatif - bien qu'il varie avec le choix des observations. La référence à une norme de qualité résout ainsi, dans une certaine mesure, le problème du choix de l'indicateur. Mais elle pose le problème du choix de la norme de qualité. Cette solution permet de savoir si les objectifs des politiques sont atteints, mais elle ne permet pas de savoir si ces objectifs sont convenables ou non. Ces indicateurs liés aux normes ne pourront nullement aider les décideurs à définir leurs politiques ; ces indicateurs ne rempliront qu'une partie du rôle alloué aux indicateurs.

Les indicateurs objectifs ont une autre caractéristique importante. Parce qu'ils sont liés aux politiques, ils incorporent généralement des jugements de valeur relatifs à ce qui « devrait » être fait, à ce qui est « bon » pour le public, aux « besoins » environnementaux de nos concitoyens. Un indicateur de bruit, par exemple, implique que le silence est désirable, nonobstant le fait que certains groupes, et en particulier les jeunes, aiment le bruit. En un certain sens, les indicateurs objectifs sont les outils du despote éclairé. Ils ont été critiqués de ce point de vue, et on a suggéré qu'il convenait de leur préférer des indicateurs subjectifs. Des indicateurs subjectifs qui décriraient la façon dont l'environnement est perçu, aideraient certainement les décideurs à formuler leurs politiques en éclairant la demande d'environnement. Certains ont été jusqu'à dire que l'environnement n'existe qu'en tant qu'il est perçu par le public.

Malheureusement, l'élaboration d'indicateurs subjectifs est extrêmement difficile. Par définition, les perceptions subjectives varient avec les sujets, et la perception de chaque sujet est déterminée par un grand nombre de facteurs sociaux, culturels et économiques. Les efforts engagés pour créer des indicateurs de ce type aboutissent presque toujours à de longues et complexes analyses sociologiques, qui sont souvent très intéressantes, mais qui ne sont pas des indicateurs.

Toutes ces difficultés ne se rencontrent pas en économie parce que les prix, tels qu'ils s'établissent sur le marché, sont à la fois des indicateurs subjectifs et objectifs. Ils sont subjectifs, en ce qu'ils résultent des demandes exprimées par tous. Ils sont objectifs, en ce qu'ils sont uniques (pour un bien donné, à une date donnée) et qu'ils peuvent être sans ambiguïté observés et enregistrés. C'est le manque de marché pour les biens et les maux environnementaux qui crée des difficultés presque insurmontables au développement des indicateurs d'environnement.

Heureusement, on a quelques raisons de croire que des indicateurs d'environnement, définis comme des ensembles « d'informations quantitatives, synthétiques et intégrées » ne sont pas indispensables pour la définition des politiques. Les politiques de l'environnement, ainsi qu'on l'a dit, sont des mosaïques de politiques spécifiques, et se développent en se saisissant de soucis « nouveaux ». Dans un pays donné, le moment où un nouveau domaine de politique apparaît peut souvent être daté avec précision : ainsi, par exemple, les fluocarbones sont devenus un « problème » aux États-Unis et au Royaume-uni en 1975. Ces problèmes sont portés à l'attention des décideurs par les chercheurs scientifiques, relayés par les médias. Ce processus n'est peut-être pas très satisfaisant. Mais on voit mal comment il pourrait être amélioré par des indicateurs d'environnement. Ces indicateurs ne peuvent pas prévoir les problèmes qui vont se poser. Ils sont engendrés par les problèmes, ils ne les engendrent pas. Ils ne peuvent pas indiquer les domaines d'intervention politique.

Pourraient-ils aider à définir les politiques une fois que les domaines d'intervention ont été définis ? Cela est également fort douteux. Pour des raisons de temps d'abord. Lorsqu'un nouveau problème apparaît, on peut développer des indicateurs, mais cela prend du temps, et les décideurs ne peuvent pas se permettre d'attendre pour formuler des politiques et les mettre en œuvre. Pour des raisons de contenu aussi. Le modèle classique de décision en matière de lutte contre la pollution est, ainsi qu'on l'a vu, un modèle de minimisation des coûts. Ce dont le décideur a besoin, c'est d'informations sur le coût des dommages et sur le coût de la dépollution. Ces informations ne peuvent guère être fournies par des indicateurs d'environnement. Au mieux, ces indicateurs fournissent des informations sur les niveaux de pollution, mais ces informations doivent être transformées en données sur les dommages, et complétées par des informations sur le coût des politiques.

Ici encore la différence avec les indicateurs économiques est grande. Le domaine de la politique économique est grand, mais assez bien défini. Les choix ne concernent pas les problèmes, mais les solutions. La plupart du temps, la politique économique est une affaire de degré et non d'action : les décideurs augmentent ou diminuent le taux d'intérêt, le taux de l'impôt, ou les dépenses budgétaires. Les indicateurs ont un grand rôle à jouer dans ce contexte. Ils peuvent attirer l'attention sur les changements qui appellent telle ou telle décision, et ils servent à prédire les conséquences quantitatives

des différentes politiques possibles. C'est pourquoi ils sont si utilisés et si nécessaires. La nature des politiques de l'environnement est bien différente et explique pourquoi les indicateurs ne sont pas aussi indispensables en matière d'environnement.

L'élaboration de systèmes d'indicateurs de l'environnement (définis comme des informations quantitatives, synthétiques et intégrées au service de la formulation des politiques) risque bien de n'être qu'un rêve ambitieux. On peut pratiquement assurer que les indicateurs ne joueront pas dans le domaine de l'environnement le rôle qu'ils jouent dans le domaine de l'économie. Cela ne signifie pas que les efforts de construction d'indicateurs sont inutiles. C'est le contraire qui est vrai.

Tout d'abord, même s'il est probable que les indicateurs ne joueront jamais qu'un rôle secondaire dans la formulation des politiques, ils sont indispensables à leur évaluation. Les politiques doivent formuler des objectifs et il est important de savoir si ces objectifs sont atteints ou non. A cet effet, des mesures, au moyen de ce qu'il faut bien appeller des indicateurs, sont nécessaires. Ils s'agit là d'un rôle modeste, mais utile, qui appelle des indicateurs limités.

D'autre part, les politiques doivent être fondées sur des informations, et, dans la mesure du possible, sur des informations quantitatives. On a essayé de montrer que, dans le domaine de l'environnement, le type d'information qui sera nécessaire demain ne peut guère être connu aujourd'hui. Cela signifie que ce dont on a besoin, c'est de données non synthétiques, non intégrées et non orientées vers la politique. Beaucoup de statistiques doivent être rassemblées, beaucoup d'enquêtes faites et beaucoup d'études entreprises. La plupart de ces informations seront « seulement » utilisées par les savants. Mais quelques-unes seront, demain, les informations dont auront besoin les décideurs.

Enfin, tous les arbitraires ne le sont pas également. On peut définir d'une façon arbitraire, certes, mais raisonnable, un certain nombre d'indicateurs des niveaux de pollution. C'est ce qui a été fait au cours des années récentes dans la plupart des pays développés. Ils ont publié des annuaires statistiques de l'environnement que recense un document récent de l'O.C.D.E. (1978). C'est sur ces séries statistiques et les études qui les accompagnent, que l'on peut s'appuyer pour analyser l'évolution de la qualité de l'environnement et les résultats des politiques.

Ces données sont assez imparfaites. Elles ont, par nature, un certain caractère arbitraire. Les séries statistiques sont souvent trop courtes. Elles ne permettent guère de fonder des affirmations « scientifiquement prouvées » sur les résultats des politiques. En fait, on peut toujours trouver — en jouant sur le polluant, le lieu de sa mesure, et le type de la mesure — des chiffres à l'appui de n'importe quelle thèse, et d'autres chiffres à l'appui de la thèse contraire. On peut cependant, en examinant avec bon sens et bonne foi, un nombre de données aussi grand que possible, parvenir à porter des jugements raisonnables sur les évolutions constatées.

II - L'évolution de la qualité de l'environnement

En l'absence d'indicateurs synthétiques, on doit donc se contenter d'un ensemble de séries chiffrées, dont on a souligné les limites, mais qui autorisent un certain nombre de jugements.

1 - Les polluants de l'air

Tout d'abord, ainsi que le montre le tableau 21, les émissions de polluants ont été réduites dans un grand nombre de cas et de pays. L'amélioration est plus nette pour certains pays (États-Unis, Pays-Bas) et pour certains polluants (particules, SO_2). On notera que la France n'apparaît pas comme un pays aux résultats particulièrement brillants.

TABLEAU 21 — ÉVOLUTION DES ÉMISSIONS DES PRINCIPAUX POLLUANTS DE L'AIR, PAYS CHOISIS, 1970-1975 (en %)

	Particules	SO_2	NO_x	CO	HC
France	– 51	+ 47	+ 32	+ 17	– 7
États-Unis	– 37	– 12	+ 9	– 14	– 12
Japon	n.d.	– 48	+ 8	n.d.	n.d.
Allemagne	– 52	– 15	+ 14	n.d.	– 2
Pays-Bas	– 27	– 42	+ 6	– 1	+ 1
Espagne	+ 26	+ 52	+ 36	n.d.	n.d.
Royaume-Uni	– 46	– 14	– 1	– 7	+ 10

Source : O.C.D.E.

Ces résultats sont à rapporter aux causes de pollution, c'est-à-dire à l'évolution de l'activité économique durant la même période. Dans la plupart de ces pays, le P.N.B. s'est accru au cours de la période 1970-75 de 10 à 20 %. La consommation d'énergie a augmenté dans une proportion légèrement inférieure. Le stock d'automobiles a augmenté environ deux fois plus rapidement. C'est évidemment le rapport de la variation d'émission à la variation de production qui mesure la variation d'émission par unité de

production ; c'est ce dernier chiffre qui est le meilleur indicateur de l'efficacité des efforts de dépollution et de non-pollution.

Mais l'objectif final des politiques n'est pas tant de réduire les émissions unitaires, ni même totales, que de réduire les concentrations de polluants, et les dommages qu'elles causent.

TABLEAU 22 – ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION[a] en SO_2, VILLES CHOISIES, 1970-1977

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977
France								
Paris	100	105	119	128	95	99	100	84
Lyon	100	154	152	140	115	104	108	87
Marseille	100	101	91	92	67	71	82	79
Japon								
Tokyo	100	62	55	64	55	49		
Osaka	100	75	54	42	34	40		
Canada								
Montréal	100	69	57	38	37	36	29	30
Toronto	100	69	45	30	30	26	25	25
États-Unis								
Nouvelle-Angleterre[b]	100	90	78	69	71	75	65	
Grands lacs[c]	100	91	89	76	59	69	62	
Belgique								
Anvers	100	95	94	101	81	75	58	
R.F.A.								
Francfort/Main	100	125	97	97	96	95	88	
Gelsenkirchen	100	76	79	78	76	78	66	
Espagne								
Madrid	100	101	84	108	98	85	76	

Source : O.C.D.E.

Notes : [a] Moyenne annuelle des moyennes journalières ; on notera que les variations climatiques peuvent entraîner, toutes choses égales par ailleurs, des variations de 25 % d'une année à la suivante.
[b] Moyenne des données de 60 lieux de mesure.
[c] Moyenne des données de 160 lieux de mesure.

Cet objectif a, dans la plupart des pays développés, été atteint en ce qui concerne le SO_2 et les particules ainsi que le suggère le tableau 22. Là encore, on note que, au moins pour ce qui est du SO_2, les progrès effectués en France ne sont pas les plus remarquables. Ceci s'explique et se justifie partiellement par le fait que les niveaux de concentration au début de la période étaient moins élevés en France que dans certains autres pays. Une

autre façon de voir si cet objectif a été atteint consiste à regarder comment a évolué le pourcentage de la population exposée à des niveaux donnés de pollution. Dans les pays pour lesquels cette information existe, on note une réelle amélioration. Ainsi, au Canada, de 1970 à 1975, toujours, des données (portant sur la moitié la plus exposée de la population) font apparaître que le pourcentage de la population exposée à une concentration de SO_2 donnée passe de 100 à 54. En Belgique, ces chiffres (rapportés à la population toute entière) passent pour le SO_2, de 26,5 à 25,4. Au Royaume-Uni, ils passent, pour la région de Londres, de 66 à 55 pour le SO_2 et de 0,2 à 0,09 pour les particules, et pour la région de Manchester, de 58 à 25 pour le SO_2 et de 26 à 1,6 pour les particules. Aux États-Unis, les données (relatives à 80 % environ de la population) montrent que le pourcentage de la population étudiée, soumis à des niveaux de concentration en excès des normes de qualité, est passé de 45 à 28 durant cette brève période. Toutes ces valeurs absolues n'ont guère de signification, mais leur évolution, elle, est un bon indicateur du progrès enregistré.

Le monoxyde de carbone appelle des observations similaires. Les effets négatifs de l'augmentation du stock de véhicules automobiles et de la mobilité des personnes ont été contrebalancés par les effets positifs de la réduction des émissions par kilomètre parcouru, et du moins dans certaines villes, par certaines techniques de gestion du trafic (zones piétonnes, sens uniques, etc.).

En revanche, en ce qui concerne les oxydes d'azote, la situation a plutôt tendance à se détériorer. Les émissions ont augmenté presque partout. Les concentrations ne sont pas mesurées partout et, en particulier, pas dans les villes françaises. Les données disponibles montrent que les concentrations sont inférieures aux normes de l'O.M.S., mais aussi qu'elles s'élèvent dans la plupart des cas.

La situation ne s'améliore pas non plus en ce qui concerne les hydrocarbures. La réduction des émissions par les automobiles, qui a été importante, a été largement compensée par l'augmentation du nombre des automobiles et de la mobilité, ainsi que par l'augmentation des émissions des autres sources (distribution de l'essence, industrie des solvants, etc.).

Sous certaines conditions de température et de pression, les oxydes d'azote et les hydrocarbures se combinent pour former des oxydants ou brouillards photochimiques dangereux pour la santé. Là encore, les données manquent dans beaucoup de pays. Les informations disponibles semblent suggérer une amélioration au Japon, une stagnation en Californie, et une détérioration en Europe.

Les données ne sont pas non plus très abondantes pour les substances toxiques comme l'amiante, le nickel, le cadmium, le plomb, le béryllium, etc., que l'on rencontre à faibles teneurs dans l'air et qui se déposent du reste souvent ensuite dans l'eau, où elles entrent dans les chaînes alimentaires. Des données sur l'air des villes des États-Unis depuis 1965 font apparaître une décroissance des teneurs.

Les problèmes de la pollution de l'air ont été perçus comme
a) liés aux concentrations élevées,
b) d'un nombre limité de polluants,
c) créant des dommages bien identifiés, tels que maladies, manque de visibilité et corrosion.

TABLEAU 23 — CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES EN MONOXYDE DE CARBONE A PARIS ET A LYON, 1965-1975, (en p.p.m.)

	Paris (1)	(2)	Lyon (1)	(2)
1965	24,3		20,6	
1966	24,6		24,8	
1967	25,9		20,8	
1968	24,4		13,4	
1969	20,1		12,0	
1970	15,2		16,6	
1971	16,0	9,8	21,8	21,0
1972		12,2		11,9
1973		12,9		11
1974		12,1		8,2
1975		8,0		11,2

Source : (1) *Ministère de l'Environnement,* (1978), tome 1, p. 175.
(2) *Ib.*, tome 2, p. 117.

Les politiques ont d'abord cherché à résoudre ces problèmes et y sont parvenues, dans une assez large mesure, notamment au Japon, aux États-Unis et dans les pays scandinaves. En ce sens, on peut dire de la qualité de l'air qu'elle s'est améliorée au cours des dix dernières années. Cependant, d'autres problèmes apparaissent, qui n'avaient guère été perçus et donc pas traités et encore moins résolus. Ils concernent d'autres polluants, et la dispersion dans l'espace des polluants classiques. On s'aperçoit en effet que l'élimination des « zones noires », c'est-à-dire des zones de concentrations élevées, ne suffit pas et que l'extension des « zones grises » peut présenter

des dangers. Les résultats obtenus dans la lutte contre la pollution de l'air appellent donc un jugement prudent : ils sont globalement satisfaisants, mais ils ne justifient pas, surtout dans le cas de la France, des cris de victoire.

2 - Les polluants de l'eau

Pour l'analyse de l'évolution de la qualité des eaux de rivière, il est intéressant de distinguer entre les polluants « classiques » (matières organiques et en suspension) et les polluants « non classiques » ou spécifiques (composés organo-chlorés et organo-phosphorés, métaux lourds, etc.).

Les efforts ont principalement visé les polluants classiques qui sont, au surplus, générés par des sources ponctuelles, facilement identifiables. Ils ont pris la forme de modifications des processus de production industriels et de création de stations d'épuration. La proportion de la population desservie par des stations d'épuration a sensiblement augmenté dans tous les pays, ainsi que le montre le tableau 24. Ces efforts ont compensé — et au-delà — les effets de l'augmentation de la population et de l'activité économique. Les rejets de polluants classiques ont donc tendance à diminuer. C'est ce que le tableau 25 montre dans le cas de la France. Il s'ensuit assez naturellement que la qualité des eaux des rivières mesurée en D.B.O.5, et en concentration de matières en suspension, s'est améliorée dans la majorité (mais non la totalité) des cas. Le tableau 26 illustre cette affirmation.

TABLEAU 24 — POPULATION DESSERVIE PAR DES STATIONS D'ÉPURATION, PAYS CHOISIS, 1965, 1970, 1975 (en %)

	1965	1970	1975
Japon	7	16	23
États-Unis	55	66	77
France	n.d.	32	40
Allemagne	51	64	80[a]
Pays-Bas	20	36	68[a]
Suède	62	66	81

Source : O.C.D.E.
Note : [a] 1977

TABLEAU 25 — POLLUTION NETTE DES EAUX, FRANCE, 1970, 1973, 1975
(pollution organique et matières en suspension, en millions d'équivalents - habitants)

	1970	1973	1975
Collectivités locales	45	45	44
Industries	60,5	58	54,5
Total	105,5	103	98,5

Source : *Projet de Loi des Finances pour 1977, Rapport d'Exécution du 7[e] Plan, II[e] partie, les Indicateurs Économiques et Sociaux,* Paris, Imprimerie nationale, 1976, p. 170.
Note : La pollution nette définie ici comme la pollution (après traitement) déversée dans les eaux.

TABLEAU 26 — CONCENTRATION EN D.B.O.5 DE CERTAINES RIVIÈRES[a], 1965, 1970, 1975

	1965	1970	1975
Japon			
Tama	100	103	107
Yado	100	137	66
États-Unis			
Delaware	n.d.	100	78
Platte	n.d.	100	84
France			
Seine	n.d.	100	72
Loire	n.d.	100	66
Allemagne			
Rhin	100	97	110
Pays-Bas			
Rhin	100	79	82
Royaume-Uni			
Lee	100	85	55
Mersey	100	65	40

Source : O . C . D . E .
Note : [a] Moyennes annuelles, à l'embouchure ou à la sortie des pays, indice de base 100 en 1965 ou, le cas échéant, en 1970.

La situation n'est pas aussi claire, et semble moins satisfaisante, en ce qui concerne les polluants « spécifiques ». Elle n'est pas aussi claire car ces polluants, qui ne sont même pas tous identifiés convenablement, sont assez rarement mesurés. Elle semble plutôt inquiétante pour deux raisons :

a) beaucoup de ces polluants, à la différence des polluants classiques, ne sont pas biodégradables et s'accumulent dans les chaînes écologiques et alimentaires ;

b) peu a été fait pour lutter contre ces polluants.

Les données disponibles semblent suggérer que des améliorations ont été enregistrées dans les domaines où des efforts ont été engagés. Pour le mercure, les P.C.B., le D.D.T., le cadmium, dont les rejets ont été interdits ou sévèrement limités, les concentrations dans les eaux de rivières ont été considérablement réduites. Pour les composés phosphorés et azotés, qui jouent un rôle important dans les phénomènes d'eutrophisation, et qui proviennent essentiellement de sources non ponctuelles (engrais et insecticides, utilisés dans l'agriculture, précipitations, etc.) peu a été fait et les concentrations ont tendance à augmenter, ainsi que le suggère le tableau 27.

TABLEAU 27 — CONCENTRATION EN NITRATES DE CERTAINES RIVIÈRES[a], 1965, 1970 et 1975

	1965	1970	1975
Japon			
Tama	100	68	115
France			
Seine	n.d.	100	393
Loire	n.d.	100	91
Rhône	n.d.	100	103
Allemagne			
Rhin	100	116	137
Pays-Bas			
Rhin	100	147	164
Royaume-Uni			
Lee	100	170	220
Mersey	100	160	370

Source : O.C.D.E.
Note : [a] Moyennes annuelles, à l'embouchure ou à la sortie du pays, indice de base 100 en 1965, ou le cas échéant, en 1970

3 - Le bruit

Le bruit, et la gêne qu'il crée, sont particulièrement difficiles à mesurer. On commence à avoir une idée de la situation au milieu des années soixante-dix. Mais on ne dispose pratiquement pas de données chiffrées, permettant de connaître l'évolution de cette situation. On a notamment construit des courbes représentant la répartition de la population en fonction du niveau de bruit au lieu de résidence. Mais on ne sait pas comment ces courbes se déforment dans le temps.

Les seules données temporelles publiées concernent les États-Unis ; elles sont données au tableau 28, et confirment bien les informations plus qualitatives, disponibles par ailleurs pour d'autres pays.

TABLEAU 28 – SUPERFICIE DES ZONES BRUYANTES[a], ÉTATS-UNIS, 1955-2000

	Près des aérodromes	Près des autoroutes	Total
1955	20	8	28
1960	200	75	275
1965	760	285	1 045
1970	1 450	545	1 995
1985[b]	870	1 470	2 340
2000[b]	1 210	2 050	3 260

Source : US Environmental Protection Agency (1971), p. 225.

Notes : [a] Les zones bruyantes sont définies comme les zones où le niveau de bruit équivalent est égal ou supérieur à 65 Leq.
[b] Projections avec l'hypothèse de technologie et de législations constantes (avions, véhicules, procédures d'atterrissage et conceptions des autoroutes inchangés).

En ce qui concerne le bruit des avions, la situation qui s'était détériorée dans les années cinquante et soixante, semble s'être améliorée légèrement au cours de la dernière décennie. La mise en service d'avions moins bruyants a plus que compensé l'augmentation du trafic aérien.

En ce qui concerne les véhicules automobiles, en revanche, la tendance semble bien être à l'augmentation. L'accroissement très important du parc automobile, et plus encore du trafic, n'a pas été compensé par les efforts de

réduction des émissions sonores des véhicules (dont les résultats sont modestes) et par les efforts d'isolation phonique des routes (qui n'ont guère dépassé le stade expérimental).

Comme le bruit des véhicules automobiles est, d'assez loin, la principale source de bruit, ou plutôt, de la gêne engendrée par le bruit, on peut conclure que les politiques menées dans ce domaine n'ont pas empêché la détérioration de la situation. Des progrès ont sans doute été réalisés en ce qui concerne les nuisances les plus aiguës, mais la superficie des zones et le nombre des gens soumis à des niveaux de bruits moyens ont certainement augmenté. Les zones, ou les points « noirs » se réduisent sans doute, mais les zones « grises » augmentent sûrement. Le bruit recule peut-être, mais le silence recule certainement davantage. La fig. 40 qui est seulement illustrative, représente cette évolution inquiétante.

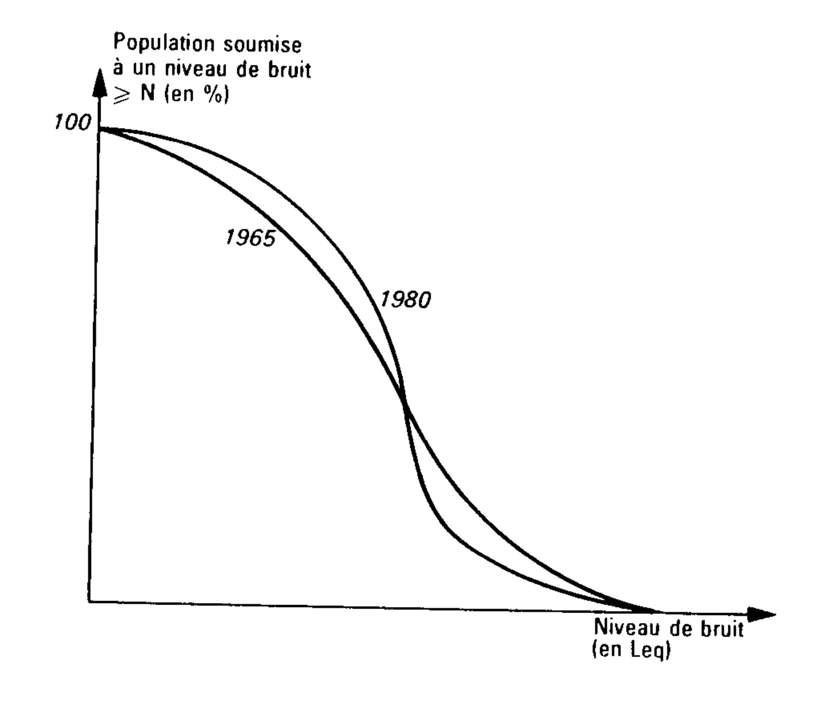


FIG. 40 – RÉPARTITION DE LA POPULATION EN FONCTION DES NIVEAUX DE BRUIT, FRANCE, 1965 ET 1980

Deux conclusions générales émergent des informations — insuffisantes — disponibles sur l'évolution de la qualité de l'environnement. La première est que là où des politiques résolues ont été mises en œuvre, des résultats encourageants ont été obtenus. La seconde est que beaucoup de domaines n'ont pas fait l'objet de politique (parce que les problèmes posés n'étaient pas perçus, ou parce qu'ils étaient trop difficiles à résoudre) et que dans ces domaines, la qualité de l'environnement tend à se dégrader.

9. Les conséquences économiques des politiques

I — Les mécanismes

Les politiques de lutte contre la pollution, dit-on parfois, ont peut-être réduit les niveaux de pollution, mais elles ont aussi entraîné des conséquences économiques extrêmement fâcheuses : hausse des prix, chômage, détérioration des balances des paiements, baisse de productivité, freinage des investissements, réduction de la croissance, etc. On en tire généralement la conclusion qu'il convient, sinon de revenir en arrière, du moins de ne pas aller plus avant dans la lutte contre les pollutions. Ces analyses, ou ces affirmations, méritent un examen attentif.

On peut tout d'abord observer que ces conséquences économiques fâcheuses, même si elles s'avéraient, ne condamneraient pas nécessairement les politiques de dépollution menées, ni leur poursuite. Ces politiques visent, et atteignent, des objectifs non économiques tout aussi désirables que les objectifs économiques. S'il est vrai que ces deux types d'objectifs sont contradictoires — ce qui n'est pas certain — le problème est de trouver un compromis satisfaisant. A cet effet, il faut connaître, à côté des conséquences écologiques des politiques, leurs conséquences économiques. C'est sur ce dernier terrain que nous nous plaçons ici, et il est clair que les conclusions que l'on peut tirer de l'analyse des conséquences économiques des politiques ne doivent pas, à elles seules, fonder un jugement sur ces politiques.

Il est évident que la lutte contre la pollution a un coût, que l'on s'est efforcé d'analyser au chapitre 4. Ce coût, comme tous les coûts économiques, est un coût d'opportunité : la dépollution demande des ressources en travail et en capital qui auraient pu être utilisées à produire des biens et des services consommés ou investis. Ce coût varie avec l'effort de dépollution. Aux efforts de dépollution actuellement consentis dans les pays développés correspondent des coûts compris entre 1 % et 2 % du P.N.B.

Peut-on dire pour autant, comme y invite quelque peu le rapport coût/P.N.B., que ces coûts doivent être « soustraits » du P.N.B. et qu'ils

sont une mesure globale satisfaisante des conséquences économiques des politiques de lutte contre la pollution ? La réponse à cette question est négative, pour deux raisons principales.

La première est que les ressources prélevées ont souvent pour objet, et pour effet, d'économiser d'autres ressources. Les dommages évités par les politiques de l'environnement ne sont pas seulement des pertes d'aménités (non comptabilisées dans le P.N.B.) mais aussi des pertes de biens et services (comptabilisés dans le P.N.B.). Les « coûts » qui réduisent la pollution diminuent aussi la corrosion des métaux et l'absentéisme pour cause de maladie ; leur contrepartie n'est pas seulement l'augmentation de la satisfaction qui s'attache à un environnement moins pollué, mais aussi l'augmentation de la production de biens et services. Dire ou suggérer que les coûts de la politique de l'environnement sont des biens et services non produits, c'est-à-dire une réduction du P.N.B., et donc sont le prix à payer pour la qualité de l'environnement, c'est négliger l'interdépendance technique entre pollution et production. Pour sentir la réalité et l'importance de cette interdépendance technique, on peut raisonner à la limite : une production infinie engendrerait une pollution infinie, qui de toute évidence rendrait impossible toute production.

A cette raison « technique », s'ajoute une raison plus « économique », qui est aussi plus importante. Les dépenses engagées pour réduire la pollution ne sont pas des dépenses à fonds perdu. Ce qui est une dépense pour une entreprise est une recette pour une autre, qui va faire son chemin dans les circuits économiques — en fonction de l'état de l'économie, du comportement des entreprises, de la politique fiscale, et de cent autres paramètres. Les coûts ne sont pas à soustraire du P.N.B., ils sont à intégrer dans la détermination du P.N.B. En termes dynamiques, ces coûts doivent être considérés non pas comme exerçant une ponction sur les ressources, mais comme entraînant des modifications dans les flux économiques. Le résultat final de ces modifications sur le P.N.B. est difficile à prévoir ; le point important est que ce résultat n'est pas nécessairement négatif. Dans certains cas, il peut même être franchement positif.

La fig. 41 représente quelques-uns des principaux mécanismes à l'œuvre. Elle montre que les dépenses de lutte contre la pollution peuvent avoir un effet bénéfique sur la production de biens et services par l'augmentation de la productivité globale qu'elles sont susceptibles d'entraîner ; cet effet « technique » est très difficile à quantifier et ne l'a, semble-t-il, jamais été. La fig. 41 montre surtout comment les dépenses de lutte contre la pollution agissent sur l'offre et la demande de biens et services. Ces dépenses diminuent l'offre, toutes choses égales par ailleurs, en diminuant les capacités

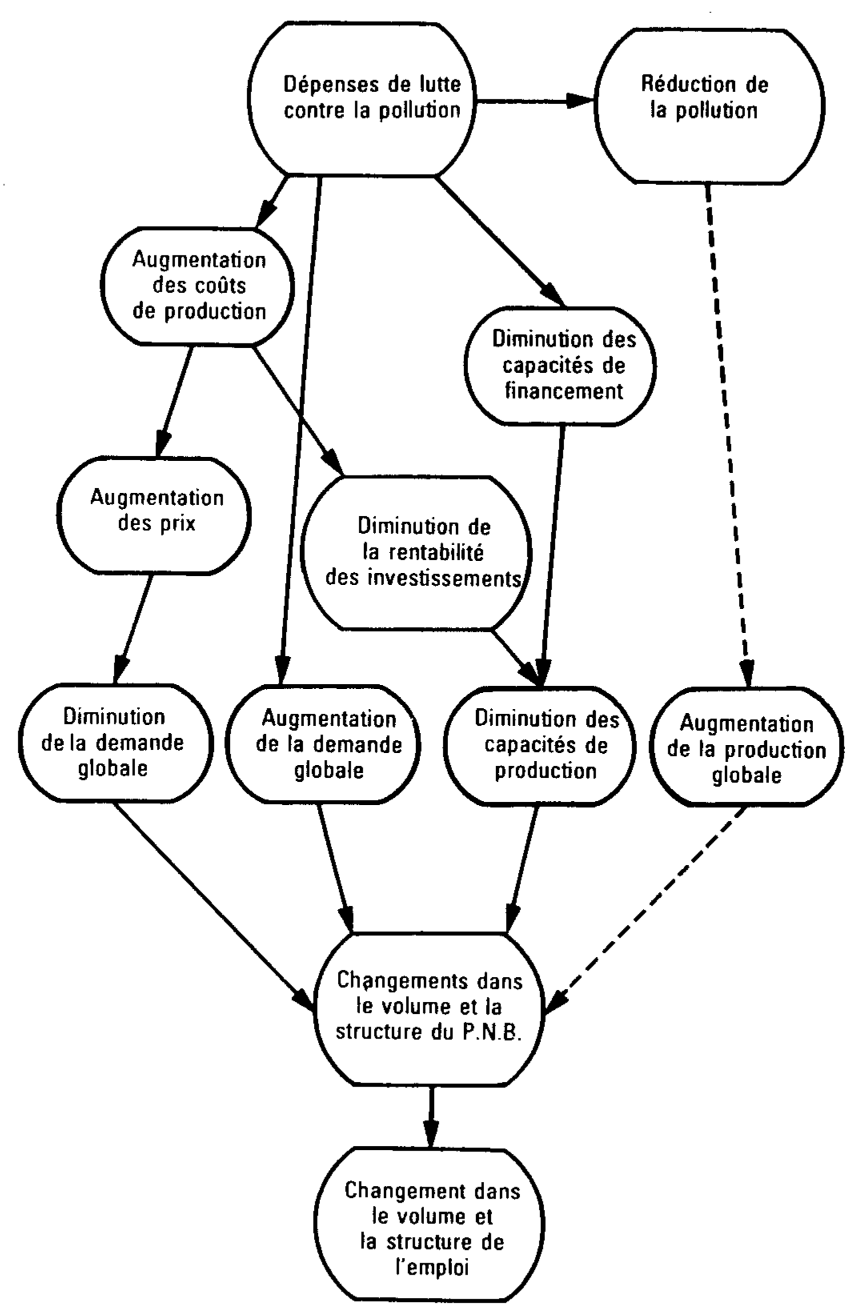


FIG. 41 — CONSÉQUENCES ÉCONOMIQUES DES DÉPENSES DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION

de financement des entreprises et la rentabilité des investissements ; elles agissent, de ce point de vue, comme des charges fiscales ou sociales. L'impact des dépenses sur la demande est plus complexe : d'un côté, ces dépenses contribuent à la demande, dont elles sont une composante ; d'un autre côté, par l'intermédiaire des augmentations de prix, elles réduisent cette demande, ou plus exactement, modifient sa structure. Ces différents mécanismes entraînent des changements dans le volume et la structure des biens et services produits qui se traduisent évidemment par des modifications dans le volume et la structure de l'emploi.

Il est malheureusement difficile de retracer ces cheminements et d'évaluer ces impacts. L'expérience historique ne peut pas être ici d'une grande utilité. On peut, certes, relever que les pays qui ont engagé les politiques de lutte contre la pollution les plus vigoureuses et les plus coûteuses, c'est-à-dire la Suède, le Japon, la Norvège, les Pays-Bas et les États-Unis, ne sont pas les pays qui ont connu les taux de croissance les plus faibles, les hausses de prix les plus élevées ou les difficultés de balance des paiements les plus aiguës. La fragilité des données sur les coûts rend impossibles des calculs de régression. L'impression prévaut cependant que les corrélations, entre indicateurs de performance économique et taux d'efforts anti-pollution, si elles existaient, seraient positives. De telles relations, si elles étaient avérées, n'autoriseraient pourtant guère de conclusions. Les facteurs de la croissance ou de la hausse des prix sont trop nombreux, trop mal connus et trop différents d'un pays à l'autre, pour que de simples régressions fassent apparaître des causalités. S'agissant d'un seul pays, le fait qu'une politique de l'environnement ait été accompagnée de taux de croissance ou d'inflation élevés, ou au contraire faibles, n'a aucune signification.

La seule façon d'estimer les conséquences économiques des dépenses anti-pollution sur le P.N.B. consiste à utiliser des modèles de simulation du comportement de l'économie. Ces modèles doivent être aménagés de façon à inclure la politique de l'environnement comme variable exogène. On peut alors comparer l'évolution des prix, du P.N.B., de l'emploi, etc. *sans* politique de l'environnement avec l'évolution des prix du P.N.B., de l'emploi, etc. *avec* politique de l'environnement. La différence entre ces deux évolutions indique l'impact sur ces grandeurs macro-économiques de la politique de l'environnement.

De tels modèles ont été mis en œuvre aux États-Unis, au Japon, aux Pays-Bas et en Italie. Un modèle de ce type est en préparation pour la France. Ils sont tous à interpréter avec précaution. Les hypothèses discutables qu'ils incorporent et la pauvreté des données sur le coût des politiques de l'environnement qui sont introduites dans ces modèles en limitent

sérieusement la portée. La mise en œuvre de tels modèles est pourtant l'une des moins mauvaises façons d'essayer de répondre à la question : quelles sont les conséquences économiques des politiques de l'environnement ?

II — Les conséquences sur les prix

L'impact des dépenses anti-pollution sur les prix des biens et services est important à un double titre. Tout d'abord, à une époque d'inflation rapide, il est intéressant de savoir si et dans quelle mesure les politiques de lutte contre la pollution contribuent à la hausse des prix. Ensuite, ainsi que le suggère la fig. 41, c'est par l'intermédiaire des hausses des prix que se produisent les modifications du P.N.B., de l'emploi ou du commerce extérieur.

La méthodologie de l'analyse des augmentations de prix est, en théorie, assez simple. Elle comporte quatre étapes.

TABLEAU 29 — ESTIMATION DU COÛT DE LA RÉDUCTION DE LA POLLUTION, SECTEURS CHOISIS, ÉTATS-UNIS, 1971
(en pourcentage du prix de vente)

Matériaux ferreux	1,47
Matériaux non ferreux	1,76
Équipements électriques	0,49
Équipements mécaniques	1,03
Automobiles	1,19
Aéronautique	0,57
Verre	1,75
Autres biens durables	0,60
Chimie	2,19
Papier	1,63
Caoutchouc	0,63
Pétrole	3,73
Industries alimentaires	0,36
Textile	0,38
Autres biens non durables	0,10
Mines	0,82
Chemins de fer	0,46
Télécommunications	0,08
Électricité	7,00
Commerce	0,32
Agriculture et pêche	0,11

Source : Walter (1973)

La première étape consiste à passer de l'augmentation des dépenses à l'augmentation des coûts. On rassemble d'abord, pour un nombre de branches aussi élevé que possible, des données sur les dépenses d'investissement et de fonctionnement des entreprises. On transforme les dépenses d'investissement en coûts annuels de capital et l'on obtient, en ajoutant les dépenses de fonctionnement, des coûts additionnels engendrés par la politique de lutte contre la pollution. Une étude américaine déjà ancienne (Walter, 1973) donne une estimation de ces augmentations de coût, rapportées au volume des ventes, pour un certain nombre de branches. Le tableau 29 présente ces données. Elles varient beaucoup de branche à branche et, d'autre part, sous-estiment les coûts actuels, qui sont plus élevés que les coûts de 1971. Mais elle suggère des ordres de grandeur intéressants. L'augmentation de coût engendrée par les politiques de lutte contre la pollution est sans doute égale ou supérieure à 1 % dans la plupart des branches industrielles, et sensiblement inférieure à ce chiffre dans l'ensemble de l'économie — puisqu'elle est faible ou négligeable dans la plupart des secteurs du tertiaire et de l'administration. On retrouve ici les ordres de grandeur relatifs au total des coûts de la dépollution relativement au P.N.B. Ces coûts semblent être, selon le pays, de 1 % à 2 %. Mais une part importante en est supportée par les budgets de l'État et des collectivités locales.

Une deuxième étape consiste à passer de l'augmentation des coûts à l'augmentation directe des prix. Ces deux augmentations seraient identiques si la demande était parfaitement inélastique. Elle ne l'est pas toujours et les augmentations de coût ne sont pas intégralement répercutées dans les prix. Une étude américaine a estimé le rapport de ces augmentations selon les secteurs : il est généralement compris entre 0,8 et 1.

L'industrie automobile, par exemple, voit ses coûts augmenter du fait des mesures de lutte contre la pollution qui lui sont imposées, mais aussi du fait de l'augmentation du prix de l'acier qu'elle achète. C'est pourquoi une troisième étape consiste à passer de l'augmentation directe des prix à l'augmentation intermédiaire des prix. Elle s'effectue évidemment au moyen d'un tableau d'échanges inter-industriels.

Une dernière étape consiste à passer de ces augmentations de prix intermédiaires ou « prix d'offre » à des augmentations de prix finaux ou « prix de marché ». Elle nécessite un modèle macro-économique comprenant des équations de prix.

Ce genre d'exercice a été conduit dans plusieurs pays, généralement dans le cadre de modèles macro-économiques que l'on utilise avec et sans dépenses de lutte contre la pollution. La comparaison de l'évolution des prix

TABLEAU 30 — ESTIMATION DES AUGMENTATIONS DE PRIX ENTRAINÉES PAR LA MISE EN OEUVRE DES POLITIQUES DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION, PRODUITS CHOISIS, ÉTATS-UNIS, 1976[a]

	Augmentation directe[b]	Augmentation intermédiaire[b]	Augmentation finale[b]
Produits alimentaires	0,4	0,9	0,9
Papier	2,2	2,5	2,5
Pétrole	0,6	0,9	0,9
Cuir	2,2	2,9	3,4
Ciment	1,0	1,5	1,3[c]
Métaux ferreux	3,5	4,3	4,5
Métaux non ferreux	3,1	5,0	5,4
Automobiles	7,5[d]	10,7	10,8
Électricité	1,5	2,0	2,0

Source : Evans (1973), p. 251

Notes : [a] L'étude a calculé l'augmentation de prix entraînée par les augmentations de dépenses prévues au moment où elle a été faite. Ces augmentations sont celles qui résultent en 1976 des dispositions anti-pollution prévues, par rapport à une situation dans laquelle il n'y aurait pas de dispositions anti-pollution
[b] Voir le texte pour les définitions
[c] La baisse reflète l'importante élasticité-prix de la construction, qui réduit la demande et, partant, le prix du ciment
[d] Ce chiffre élevé reflète des hypothèses sur la sévérité des normes d'émission, et sur leur coût, qui ne sont pas avérées

TABLEAU 31 — ESTIMATION DES AUGMENTATIONS DES PRIX ENTRAINÉES PAR LA MISE EN OEUVRE DES POLITIQUES ANTI-POLLUTION, PAYS CHOISIS, DATES VARIABLES

	Prix à la consommation (%)	Prix des exportations (%)	Ensemble des prix (%)
Italie (1975)[a]	0,3 à 0,5	-	-
Pays-Bas (1973-85)[a,c]	1	1,7	-
États-Unis (1976-1983)[a]	4,7	5,8	-
Japon I (1972-1977)[a]	2,2 à 3,8	− 0,2 à − 0,3	1,9 à 3,1
Japon II (1975-1985)[b]	0,1		0,2

Source : O.C.D.E., Documents non publiés

Notes : [a] par rapport au niveau prévu pour l'année finale en l'absence de politique de l'environnement
[b] différence entre croissance moyenne annuelle avec politique de l'environnement et prévision en l'absence de politique de l'environnement
[c] biens durables seulement

dans les deux cas permet de mesurer l'impact des programmes anti-pollution sur les prix.

Le tableau 30 donne, pour les États-Unis, et pour quelques branches, les augmentations directes, intermédiaires ou finales de prix entraînées par la lutte anti-pollution. Il montre notamment que l'augmentation finale est sensiblement plus importante (de 50 % en moyenne) que l'augmentation directe.

Le tableau 31 donne, pour le Japon, les États-Unis, les Pays-Bas et l'Italie, les résultats obtenus. Ces chiffres appellent au moins quatre remarques :

a) Les augmentations de prix suggérées ne sont pas des augmentations annuelles, à comparer aux taux annuels d'inflation. Elles se rapportent à l'augmentation de prix entraînée par l'ensemble des mesures anti-pollution en vigueur à une date donnée. Si toutes ces mesures étaient mises en vigueur d'un seul coup, à cette date-là, elles engendreraient cette augmentation de prix-là. Bien entendu, en réalité, la mise en vigueur de ces mesures s'étale sur plusieurs années, et l'augmentation de prix avec elle. L'impression qui prévaut est que des augmentations de prix de l'ordre de 2 % ont été étalées sur une période d'une dizaine d'années. L'ordre de grandeur des hausses de prix annuelles serait alors d'environ 0,2 % par an. Cet ordre de grandeur est à comparer avec les taux annuels d'inflation qui, dans les pays considérés, et sur la période de mise en œuvre des politiques de l'environnement, ont généralement été supérieurs à 6 %. La conclusion que l'on peut en tirer est que la lutte contre la pollution n'explique guère plus de 3 % ou 4 % de la hausse des prix.

b) Ces chiffres sont des moyennes. Il est clair que la lutte contre les pollutions entraîne des hausses de prix plus importantes dans certains secteurs.

c) Les calculs effectués sous-estiment la hausse des prix due à la lutte contre la pollution, parce qu'ils prennent seulement en compte les dépenses effectuées par le secteur privé. Les dépenses anti-pollution effectuées par le secteur public ont été financées par l'impôt, et donc, dans une certaine mesure, par le secteur privé ; elles ont ainsi contribué à augmenter les coûts et les prix. Aucune étude ne semble avoir essayé de chiffrer cet effet.

d) D'un autre côté, les calculs effectués surestiment la hausse des prix en ce qu'ils ignorent les baisses de coûts et de prix associées aux réductions des niveaux de pollution. Dans certains secteurs en effet, le recul de la pollution se traduit par une baisse de l'absentéisme ou de la corrosion qui réduit les coûts.

D'une façon générale, on peut donc dire, sur la base des analyses disponibles, qui sont assez convergentes pour rendre plausibles les ordres de grandeur obtenus, que les conséquences de la lutte contre la pollution sur les prix sont assez modestes.

III — Les conséquences sur la croissance

La « croissance », ou la « croissance économique » est conventionnellement définie comme la croissance du P.N.B. Tout le monde admet que le P.N.B. est un indicateur qui n'embrasse pas tout, mais qui embrasse beaucoup, et la question de savoir si la lutte contre la pollution ampute le P.N.B. ou freine sa croissance, et si oui de combien, est une question importante.

Dans une étude importante, Denison (1978) a proposé une réponse basée sur l'analyse de la productivité. « Certaines des dépenses effectuées pour protéger l'environnement, écrit-il, (p. 22) réduisent le produit (tel qu'il est mesuré) par unité de facteur de production. La raison en est que le travail et le capital que ces dépenses achètent ne contribuent pas au produit (tel qu'il est mesuré), à la différence de ce qui se serait passé si ce travail et ce capital n'avaient pas été consacrés à la protection de l'environnement ». En d'autres termes, ces dépenses diminuent la productivité des facteurs. Au terme de calculs complexes et longs sur le cas des États-Unis, Denison fournit une estimation de cette diminution. La part croissante de capital et de travail employés à la lutte contre la pollution a réduit la productivité des facteurs d'un vingtième de point entre 1967 et 1969, d'un dixième de point entre 1969 et 1973 et de presque un quart de point de 1973 à 1975. Au total, en 1975, la productivité, et partant le produit, étaient inférieurs de 1 % à ce qu'ils auraient été si le secteur privé avait été soumis aux contraintes anti-pollution de 1965[1].

Ce calcul fournit un ordre de grandeur intéressant. Son intérêt est cependant limité.

Denison, fidèle à la logique des conventions qui régissent le calcul du produit, exclut de son calcul les coûts de la protection de l'environnement supportés par les administrations et les consommateurs ; ces coûts, ou plutôt ces dépenses, sont en effet considérés comme des produits finaux ; ils ne font donc que se substituer à d'autres produits finaux qui auraient été pro-

1. Dans la même étude, Denison analyse également l'effet de l'augmentation de la sévérité des mesures destinées à protéger la santé et la sécurité des travailleurs et l'effet de l'augmentation de la criminalité et la malhonnêteté : chacune de ces deux augmentations a réduit, selon Denison, la productivité d'environ 0,4 %, pour la même période.

duits par les facteurs de production absorbés par la protection de l'environnement. Cette façon de raisonner est correcte. Mais elle conduit à un résultat manifestement absurde : si toutes les dépenses de lutte contre la pollution étaient mises à la charge des administrations, elles n'auraient aucun impact sur la productivité globale de l'économie.

L'analyse de Denison repose, d'autre part, sur l'hypothèse que les facteurs de production (travail et capital) consacrés à la protection de l'environnement auraient été en l'absence de politique de protection de l'environnement, consacrés à la production de biens et services vendables, et vendus. A une époque de sous-emploi important des capacités de production, cette hypothèse est évidemment difficile à accepter.

Plus généralement, l'approche de Denison est statique. Elle néglige les effets des investissements et des dépenses anti-pollution sur la demande globale. Le produit national dépend à la fois de la productivité des facteurs et de la quantité des facteurs mis en œuvre. Or, cette quantité est elle aussi affectée par la politique de lutte contre la pollution. L'analyse de l'impact de cette politique sur la seule productivité ne peut donc pas nous éclairer convenablement sur l'impact de la politique sur le produit. Denison, qui limite strictement son propos à l'analyse de la productivité, ne commet pas cette confusion. Mais son texte la suggère.

L'approche par les modèles de simulation macro-économique est, au moins en principe, plus satisfaisante.

Le modèle utilisé pour le Japon par les professeurs Shishido et Oshizaka (1976) combine un modèle input-output de Léontief et un modèle macro-économique de type keynésien. Il étudie, sur une période de six années, les effets de deux politiques de l'environnement : une politique « sévère » et une politique « modérée », qui sont définies en termes de réduction de la pollution. Tout d'abord, les investissements nécessaires pour atteindre ces objectifs de pollution sont estimés ; le montant calculé pour atteindre l'objectif modéré, 1,5 % du P.N.B., correspond à peu près au montant actuellement investi en équipements anti-pollution. Ensuite, l'impact de ces investissements sur le P.N.B., les prix, etc. est estimé par le modèle.

Le résultat le plus frappant de cette simulation est que le P.N.B. et l'emploi ne sont pratiquement pas affectés par la politique de l'environnement. Les investissements anti-pollution ont un double effet :

a) ils contribuent à augmenter le prix des biens produits et donc à en diminuer la demande ;

b) ils contribuent à augmenter la demande globale, dont ils sont partie intégrante.

Le P.N.B. est à la fois réduit par un effet de prix qui est déflationniste et augmenté par un effet de revenu qui expansionniste. Dans les premières années l'effet positif est même plus grand que l'effet négatif, dont l'importance grandit ensuite : au bout de 6 ans, le P.N.B. est augmenté de 0,10 % (par rapport à ce qu'il aurait été en l'absence de politique) par la politique modérée.

Un deuxième résultat intéressant concerne les changements apportés par les politiques de l'environnement dans la structure du P.N.B. La part de la métallurgie, de la mécanique, de l'industrie électrique augmente, cependant que décline la part des industries alimentaires et textiles. C'est là un résultat assez surprenant : les politiques anti-pollution bénéficient aux industries polluantes. Ce paradoxe s'explique par le fait que les industries polluantes, comme la sidérurgie, sont les principales bénéficiaires des investissements anti-pollution, même si elles voient leurs coûts augmenter substantiellement ; pour elles, l'effet de revenu est plus important que l'effet de prix.

Le deuxième modèle japonais est dû aux professeurs Murakami et Tsukui, (1976). C'est un modèle d'offre, à la différence du précédent, qui était un modèle de demande. Il décrit le sentier économique qui maximise la consommation dans le temps, sous un certain nombre de contraintes. Ces contraintes sont relatives au capital, à la main d'œuvre, aux fonctions de production, au commerce extérieur. La réduction de la pollution est introduite comme contrainte supplémentaire. Ici encore, deux types de politiques sont essayés : une politique sévère, qui élimine complètement (à 100 %) cinq polluants (SO_2, NO_x, D.B.O.5, déchets des industries, déchets des ménages) et une politique modérée, qui élimine partiellement (à 75 %) ces mêmes polluants. La différence entre les sentiers décrits par le modèle avec et sans politique de l'environnement indique les conséquences de ces politiques. Le modèle est évidemment critiquable. Tout d'abord, c'est un modèle de maximisation : comment peut-on être sûr que les comportements et les politiques économiques sont tels que le sentier effectivement suivi est le meilleur des sentiers possibles ; les auteurs du modèle répondent qu'au cours des années passées, le sentier idéal (calculé) et le sentier réel (observé) ont largement coïncidé. On peut aussi s'interroger sur les fonctions de génération de la pollution et sur les fonctions de dépollution, qui apparaissent bien sommaires. Le modèle n'en reste pas moins fort intéressant. Ses principaux résultats sont donnés au tableau 32, pour la politique modérée. Ils suggèrent que l'impact des politiques anti-pollution au Japon n'est pas considérable. La production et la consommation, qui sont les indicateurs les plus importants, ne sont guère modifiées. Au terme d'une période de 10 ans, la consommation est réduite de 0,2 %, c'est-à-dire est pratiquement inchangée.

TABLEAU 32 – CHANGEMENTS[a] MACRO-ÉCONOMIQUES ENGENDRÉS PAR UNE POLITIQUE MODÉRÉE[b] DE L'ENVIRONNEMENT, JAPON

	Après 5 ans (%)	Après 10 ans (%)	Après 15 ans (%)
Production	– 2,8	– 0,5	– 3,0
Consommation	– 1,4	– 0,2	– 3,1
Investissements bruts	+ 26,9	+ 1,8	– 12,9
Investissements productifs	+ 23,1	– 3,2	– 16,1
Construction de logements	+ 11,1	– 2,5	– 16,1
Importation	– 16,8	– 2,0	+ 3,7
Exportation	+ 1,8	+ 8,2	+ 10,7

Source : d'après Murakami et Tsukui (1976), Table 5-1, p. 19

Notes : [a] Valeur avec politique de l'environnement moins valeur sans politique de l'environnement, divisé par valeur sans politique de l'environnement
[b] Réduction de 75 % de la pollution engendrée sans politique de l'environnement en termes de SO_2, NO_x, D.B.O., déchets industriels, et ordures ménagères

Une simulation pour les États-Unis a été faite par la Chase Econometrics Associates dès 1972 et perfectionnée ultérieurement. Cette institution dispose d'un modèle macro-économique complexe de l'économie américaine qui permet de prévoir, en fonction d'un certain nombre d'hypothèses, l'évolution des principales grandeurs économiques. Elle utilise ce modèle sans et avec politiques de l'environnement. Pour la période 1970-1975, qui est connue, on a comparé les valeurs effectivement prises par les grandeurs macro-économiques avec les valeurs que ces grandeurs auraient prises en l'absence de politique de l'environnement, telles que les calcule ce modèle. Pour la période 1976-1983, la comparaison porte sur les résultats de deux simulations : une simulation qui introduit la continuation de dépenses de lutte contre la pollution, et une simulation qui n'inclut pas cette continuation. Les principaux résultats de ces comparaisons apparaissent au tableau 33. Ils suggèrent que l'impact des politiques sur le P.N.B. qui est très légèrement positif dans les premières années, devient assez rapidement négatif. L'ampleur de cet effet reste modérée : sur cette période 1970-1983, le P.N.B. augmente de 50,6 % au lieu de 54,2 %. L'impact sur le chômage est positif (c'est-à-dire que la politique anti-pollution réduit le chômage) pendant les onze années de la période étudiée, puis devient négatif. Un résultat intéressant et à première vue surprenant concerne l'investissement : la lutte contre la pollution semble stimuler l'investissement hors-logement pendant toute la période, et en même temps réduire, d'une façon très sensible, l'investissement en logement. Cette augmentation de l'investissement se combine avec le léger freinage de la croissance du P.N.B. pour

réduire la progression de la consommation. Cette réduction est nettement plus marquée pour l'automobile et les autres biens durables que pour les biens non durables et les services.

TABLEAU 33 – CHANGEMENTS ENGENDRÉS PAR LES POLITIQUES PASSÉES ET PRÉVUES DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION, ÉTATS-UNIS, 1970-1983 (en %[a])

	1970	1975	1980	1983
PNB (dollars constants)	0,15	— 0,22	— 1,42	— 2,17
Prix à la consommation	0,00	1,20	3,64	4,71
Taux de chômage	— 1,92	— 1,18	— 1,15	3,64
Investissements productifs ($ constants)	1,36	3,27	3,19	0,35
Investissements construction non résidentielle	1,49	2,18	2,71	1,64
Investissements en logement	— 0,69	— 6,84	— 10,05	— 13,48
Balance du commerce extérieur[b]	2,70	— 0,92	— 4,82	7,73
Consommation automobile	0,11	— 0,70	— 3,20	— 4,52
d'autres biens durables	0,00	— 0,68	— 3,26	— 4,40
de biens non durables	0,08	— 0,11	— 1,08	— 1,93
de services	0,03	— 0,10	— 1,22	— 1,93

Source : Chase Econometrics Associates (1976)

Notes : [a] les pourcentages correspondent au rapport de la différence entre le chiffre avec coûts de dépollution et le chiffre sans coûts de dépollution rapportée au chiffre sans coûts de dépollution ; 0,15 % pour le P.N.B. en 1970 signifie que le P.N.B. aurait été plus faible de 0,15 % en l'absence de coûts de dépollution ; – 1,92 % pour le taux de chômage en 1970 signifie que le taux de chômage aurait été plus élevé de 1,92 % (et non pas de 1,92 points) en l'absence de coût de dépollution
[b] pour interpréter cet indicateur, il faut savoir qu'en 1970, la balance était déficitaire, et qu'en 1979, 1980 et 1983, elle est, selon le modèle, excédentaire ; les coûts de dépollution ont aggravé le déficit en 1970, réduit l'excédent en 1975 et 1980, et augmenté l'excédent en 1983

L'un des mécanismes qui compensent ou qui limitent l'impact négatif de la lutte contre la pollution est évidemment le développement des ventes de produits et de techniques anti-pollution.

L'industrie de l'anti-pollution est mal connue parce que très diversifiée. Elle est très difficile à définir en tant que branche, parce que les produits qui réduisent la pollution sont extrêmement variés : il n'y a pas grand-chose de commun entre des appareils de mesure de la pollution de l'air, qui

sont des appareils électriques souvent très sophistiqués, et des stations d'épuration des eaux, qui sont principalement du génie-civil assez simple. Cette industrie est également difficile à définir en tant que secteur, parce que la production d'appareils et de techniques anti-pollution est assez rarement l'activité principale des entreprises productrices de ces appareils. Plus précisément, ces produits sont mis sur le marché à la fois par de grosses entreprises, existant depuis longtemps, et cherchant à diversifier leurs activités dans une direction prometteuse, et par de petites entreprises, créées au cours des années récentes, souvent pour exploiter un procédé technique inédit. Cette difficulté de définir l'anti-pollution en tant que branche ou que secteur fait que cette activité est ignorée des nomenclatures statistiques. La diversité des entreprises en cause ne facilite pas non plus la constitution de groupements professionnels.

L'industrie de l'anti-pollution semble cependant déjà importante. En France, son chiffre d'affaires en 1976 est estimé dans une note non publiée du ministère de l'Environnement, à 16 milliards de francs, ce qui correspond au chiffre d'affaires d'une très grosse entreprise ou d'un gros groupe industriel français[1].

Il est vrai qu'une autre étude, effectuée par le B.I.P.E. (Bureau d'Informations et de Prévisions Économiques), propose des chiffres sensiblement inférieurs : 2 milliards pour 1972 et sur la base d'un taux de croissance de 14 %, 5,5 milliards en 1980. La valeur ajoutée par ces activités était estimée à 9 milliards de francs. Le nombre des travailleurs de ce secteur serait de 170 000. Le nombre des entreprises concernées est difficile à connaître, mais il est élevé. On notera que 870 sociétés étaient représentées au salon des techniques de l'anti-pollution organisé à Paris en décembre 1978. L'industrie de l'anti-pollution semble exporter près de 20 % de sa production.

Cette industrie, enfin, est en croissance rapide. Elle croît en effet au même rythme que les dépenses de lutte contre la pollution, ou plus exactement, que les dépenses d'investissements anti-pollution. On peut, du reste, se demander si le rythme de cette croissance n'est pas appelé à se ralentir. Les investissements anti-pollution des années passées ont crû beaucoup plus vite que le total des investissements sous l'effet d'un double phénomène : l'augmentation de la sévérité des contraintes anti-pollution et l'équipement en dispositifs anti-polluants du stock de capital productif. Ce double phénomène va cesser, ou du moins se ralentir. Les contraintes anti-

1. En 1978, le chiffre d'affaires consolidé du groupe Michelin était estimé à 17,4 milliards de francs, celui de Citroën, à 16,5 milliards.

pollution, au moins dans les pays développés, ne vont sans doute guère être renforcées ; l'essentiel du « rattrapage » a été effectué ; en sorte que les investissements anti-pollution vont tendre à croître comme le total des investissements, dont ils constitueront une fraction à peu près constante. Sauf si l'exportation prend le relai, le rythme de développement de l'industrie anti-pollution devrait donc se ralentir.

IV — Les conséquences sur l'emploi

Les conséquences des politiques anti-pollution sur l'emploi découlent assez naturellement des conséquences de ces politiques sur l'activité. Elles méritent cependant une attention spéciale parce qu'elles ne sont pas identiques, et parce qu'elles revêtent une importance politique toute particulière. Au niveau macro-économique comme au niveau micro-économique, la réduction des emplois est souvent présentée comme un inconvénient majeur des politiques anti-pollution, et comme une raison de ne pas mettre en œuvre des politiques trop énergiques en ce domaine. Ce chantage au chômage est souvent efficace. Il résiste cependant mal à l'analyse.

On voit mal pourquoi l'emploi serait plus affecté que l'activité par les politiques anti-pollution. Il y a même de bonnes raisons pour qu'il le soit moins. Ces politiques, qui, on l'a vu, ne modifient guère le volume de l'activité, en modifient la structure. Elles augmentent le prix des biens les plus polluants, relativement au prix des biens les moins polluants. Elles augmentent de ce fait, la demande et partant, la production des biens les moins polluants, au détriment de la production des biens les plus polluants : la société produit et consomme relativement moins d'automobiles et plus de concerts. Or, il y a lieu de croire que les biens les plus polluants, qui sont généralement des biens industriels, sont produits selon des techniques plus capitalistiques, à plus forte productivité du travail que les biens les moins polluants, qui sont souvent des services. Le franc de concert incorpore plus de main-d'œuvre que le franc d'automobile. La substitution des concerts aux automobiles a donc pour effet d'augmenter, non de réduire, le nombre des emplois.

Cet enseignement de l'analyse théorique est confirmé par les enseignements des modèles de simulation. La plupart d'entre eux font apparaître une augmentation du nombre total des emplois. C'est le cas des modèles japonais et du modèle américain. Le modèle néerlandais fait apparaître une diminution des emplois — de 1,3 % au bout d'une période de 7 ans, et de 1,2 % au bout d'une période de 12 ans — mais cette diminution est moins importante que celle de la production.

Les résultats d'une étude du ministère du Travail des États-Unis vont dans le même sens. Ils font apparaître que chaque milliard de dollars de dépenses publiques de lutte contre la pollution engendre environ 60 000 à 70 000 emplois, alors que chaque milliard de dollars de produit national n'engendre, en moyenne, que 50 000 emplois. Chaque milliard de dollars déplacé vers la lutte contre la pollution se traduit donc par la création de 10 000 à 20 000 emplois. Mais cet effet ne rend pas compte de la création nette d'emplois qui peut résulter des changements engendrés par la lutte contre la pollution dans la structure de la demande finale.

L'impact des politiques de lutte contre la pollution semble donc, globalement, plutôt positif. Loin de réduire le nombre total des emplois, ces politiques ont très probablement pour effet de l'augmenter.

Ceux qui disent que les politiques de l'environnement suppriment des emplois n'ont cependant pas tort. Ils oublient simplement d'ajouter que ces mêmes politiques créent d'autres emplois. Mais, en matière d'emploi, une création et une suppression n'équivalent pas à un non-changement. L'augmentation nette suggérée par l'analyse macro-économique doit donc être examinée de plus près.

Plusieurs études ont cherché à savoir quel était l'ordre de grandeur du nombre des emplois supprimés du fait de la mise en œuvre des politiques. Ces politiques peuvent, en effet, entraîner la disparition d'entreprises ou la réduction de leur activité. Ces mouvements ne sont pas faciles à identifier. Réduction d'activité et fermetures d'usines ont presque toujours plusieurs causes : produits inadaptés à l'évolution du marché, ou mal vendus, coûts excessifs dûs à une faible productivité, ou à la lutte contre la pollution imposée par les Pouvoirs publics. Les coûts de dépollution ne sont généralement que la goutte d'eau qui fait déborder le vase. En fait, dans beaucoup de cas, il semble que la nécessité d'engager des dépenses pour réduire la pollution a surtout pour effet d'accélérer un processus déjà engagé. Elle ne tue que des entreprises déjà condamnées à mort. De toute façon, ces meurtres semblent rares. En pratique, les contraintes anti-pollution sont souvent adoucies pour les entreprises en difficulté. Une étude américaine, dont les résultats sont présentés au tableau 34, s'est efforcée de recenser toutes les fermetures d'usines qui pourraient être attribuées, entre autres causes, aux coûts de la dépollution, sur une période de 5 ans. Le nombre en est très faible. Les emplois ainsi supprimés, relativement au nombre total des emplois, apparaissent très peu nombreux. De plus, dans plusieurs cas, les usines fermées appartenaient à des groupes industriels qui restructuraient leur appareil de production, et ces fermetures s'analysent comme des transferts et non des réductions d'activité et d'emploi.

TABLEAU 34 – FERMETURES D'USINES DUES PARTIELLEMENT AUX COÛTS DE LA DÉPOLLUTION, ÉTATS-UNIS, JANVIER 1971 - JUIN 1975

Secteur	Usines	Salariés	
		Nombre	% des salariés du secteur
Industrie			
Biens durables			
Bois	4	510	0,09
Pierre, verre	6	401	0,07
Première fabrication de métaux	16	3 425	0,30
Transformation des métaux	5	810	0,06
Biens non durables			
Alimentation	11	610	0,04
Papier	10	3 227	0,51
Chimie	6	2 115	0,21
Textiles	4	833	0,09
Cuirs et peaux	1	130	0,05
Peinture et édition	2	591	0,05
Caoutchouc	1	188	0,03
Raffinage pétrole	1	350	0,18
Mines	3	260	0,04
Services	3	233	0,005
Total	73	13 683	0,015

Source : C.E.Q. (1975), p. 537

On est un peu mieux informé sur la création ou au moins sur la création directe, d'emplois environnementaux. En France, l'industrie de l'antipollution emploierait 170 000 personnnes. Une étude allemande (citée in O.C.D.E., 1978, p. 20) évalue à 218 000 hommes-année, en moyenne par an pour la période 1970-1974, le nombre d'emplois créés directement et indirectement par la politique de l'environnement suivie, ainsi que le montre le tableau 35. Pour la période suivante, 1975-1979, les dépenses et les emplois créés devaient augmenter et atteindre, en ce qui concerne les emplois, le chiffre de 366 000 hommes-année. Les études américaines déjà citées associent la création de 60 000 à 70 000 emplois à chaque milliard de dollars de dépenses anti-pollution ; en multipliant ces chiffres par le mon-

tant des dépenses anti-pollution, qui était en 1975, de 15 milliards de dollars, une autre étude américaine (citée in O.C.D.E., 1978, p. 22) estime que près d'un million de travailleurs exerçaient, à cette date, des activités liées à la lutte anti-pollution.

TABLEAU 35 – ESTIMATION DES DÉPENSES DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LEURS EFFETS SUR L'EMPLOI, ALLEMAGNE FÉDÉRALE, 1970-1974 (moyennes annuelles)

	Dépenses effectives (milliards de DM)	Emplois créés (hommes-années)
Dépenses de l'industrie privée :		
Investissement	12,4	49 240
Fonctionnement	18,6	82 770
Dépenses du secteur public :		
Investissement	13,4	69 010
Fonctionnement	4,0	17 250
Total	48,4	218 170

Source : Meissner, W. et Hödl, E. Positive Economic Aspects of Environmental Policies, Berlin 1977, cité *in* O.C.D.E. (1978), p. 67

Les dépenses publiques et privées de lutte contre la pollution créent donc, dans un premier temps, des emplois. A ce titre, elles peuvent avoir leur place dans des programmes de lutte anticyclique contre le chômage. Cette possibilité n'est pas seulement théorique ; elle a été utilisée à plusieurs reprises, notamment en Suède, en Norvège, en Allemagne, au Japon. L'expérience la plus célèbre est sans doute celle de la Suède. Dans les années 1971-1974, à trois reprises, les Pouvoirs publics ont accordé des subventions importantes et temporaires, aux entreprises qui acceptaient d'engager des dépenses d'investissements anti-pollution. Les Pouvoirs publics cherchaient explicitement à stimuler l'emploi. Une étude ultérieure montre que cet objectif a partiellement été atteint. Les emplois directs créés ont été au nombre de 21 000, soit 0,7 % de la totalité de la main-d'œuvre.

On est donc amené à conclure que l'emploi est l'un des domaines où les conséquences économiques des politiques de lutte contre la pollution sont les moins fâcheuses. En fait, elles sont franchement positives. Ces politiques créent à peu près sûrement beaucoup plus d'emplois qu'elles n'en détruisent. Elles n'ont aucune responsabilité dans les taux élevés de chômage que nous connaissons.

L'analyse des conséquences économiques des politiques de lutte contre la pollution laisse donc une impression plutôt favorable. Les informations disponibles et les analyses, qui ne sont pas aussi bonnes qu'on pourrait le désirer, sont pourtant assez convergentes, et suggèrent fortement que les conséquences économiques ont finalement peu d'ampleur. Elles permettent de rejeter fermement l'idée selon laquelle les politiques de lutte contre la pollution seraient responsables de la « crise » économique actuelle. En fait, ces politiques entraînant une très légère hausse des prix, ne semblent pas affecter les taux de croissance, et créent plus d'emplois qu'elles n'en détruisent. Le « prix économique » à payer pour réduire la pollution apparaît finalement très léger.

10. Conclusion

I — *Le contrôle des rejets dans la nature*

A propos de pollution, il est de bon ton de se montrer pessimiste. La pensée dominante, notamment en France, s'affiche dans ce domaine désespérée et désespérante. Elle affirme que les instruments d'analyse classique et surtout l'analyse économique, sont radicalement incapables d'expliquer le pourquoi et le comment de la pollution, et plus profondément encore, inaptes à proposer quoi faire à propos de ce fléau. Elle appelle donc de ses vœux des modes de pensée « nouveaux », des instruments « différents », des paradigmes « autres » qui restent malheureusement peu précis. La pensée orthodoxe affirme aussi que nos sociétés industrielles, compliquées, interdépendantes et capitalistes sont incapables d'empêcher la pollution et courent à la catastrophe. Elle ne voit le salut que dans un changement radical qui nous offrira une société « meilleure ». Cette société est définie en creux, comme le contraire de la société actuelle : non industrielle (quelques-uns osent dire rurale), non compliquée (il y en a qui disent simple), non interdépendante (beaucoup disent autonome), et non capitaliste (certains n'osent plus dire socialiste). La conclusion de cette étude sur le contrôle de la pollution, est, au contraire, optimiste.

Il semble, tout d'abord, que l'analyse économique — la vraie, pas la caricature qu'on en présente parfois — parvient bien à fonder diagnostic et thérapeutique. Elle montre que la source de la pollution est dans le souci, bien légitime, de produire et de consommer au moindre coût. Elle montre que la pollution qui résulte ainsi du libre jeu des acteurs économiques sur la scène du marché est dommageable pour tous. Elle s'efforce, non sans mal, de chiffrer ces dommages. Elle en déduit la nécessité d'une intervention politique pour réduire ces dommages, c'est-à-dire la pollution, à un niveau convenable.

Cette notion du niveau convenable, ou optimal, est essentielle. Elle se déduit de l'idée que si la non-pollution est désirable, la production des biens l'est également (c'est du moins l'avis de ceux, et ils sont nombreux, qui souhaitent voir leurs revenus augmenter) et du fait que la non-pollution

est généralement coûteuse en biens. Ces deux désirs ne peuvent pas être totalement satisfaits en même temps. Il faut donc rechercher un compromis.

Le problème de la pollution n'est pas un problème de « tout ou rien », c'est un problème de « plus ou moins ». Le dommage de la pollution augmente avec le niveau de la pollution. Le coût de la non-pollution diminue avec ce niveau. Il y a, dans la plupart des cas, un niveau pour lequel la somme de ces dommages et de ces coûts est minimale. C'est ce niveau de pollution qu'on appelle optimal. Cette analyse a pour but de montrer qu'il faut choisir entre différents paquets de dépollution et de production. Ce choix n'est pas simple. Mais il est inéluctable : le paquet dépollution maximale plus production maximale n'est pas disponible.

L'analyse économique prétend seulement éclairer ce choix, pas le faire. Elle en souligne les difficultés et les dimensions. Le chemin qui mène de la pollution, que l'on peut contrôler, au dommage, que l'on veut contrôler, est un chemin compliqué ; il fait des détours par des chaînes et des équilibres écologiques. Toute la science des écologistes est nécessaire pour l'éclairer. La distribution des coûts et des bénéfices de la dépollution n'est pas non plus facile à connaître, et sa prise en compte dans la définition du niveau optimal sort évidemment du champ de l'analyse économique. On peut dire tout cela, et bien d'autres choses, sans renoncer pour autant à la notion de niveau optimal.

Les données empiriques disponibles suggèrent que ce niveau optimal de pollution est assez faible. Le choix n'est pas entre développement économique et protection de l'environnement, comme on a pu le penser, ou le dire, il y a une dizaine d'années. Tout d'abord, le coût de la dépollution, au moins jusqu'à un niveau de dépollution raisonnable, n'est pas prohibitif. Le lien entre production et pollution n'est pas rigide, immuable. Les rejets de polluants par unité de biens produits peuvent être réduits considérablement à un prix modeste. Ensuite, ces coûts de non-pollution doivent être considérés dans une perspective dynamique. Ils ne représentent pas nécessairement des pertes nettes pour l'économie. Indépendamment de leur contribution à l'amélioration de la qualité de l'environnement, qui demeure leur justification essentielle, les dépenses de non-pollution ou de dépollution s'insèrent dans la machine économique ; elles en modifient les résultats, mais dans un sens qui n'est pas toujours négatif.

L'analyse économique ne se contente pas de montrer qu'une intervention des autorités politiques est indispensable pour réduire la pollution au niveau optimal. Elle éclaire aussi la nature de cette intervention. Les instruments d'intervention sont nombreux. Mais le débat à leur propos se ramène

à la question de savoir s'il faut préférer les instruments directs, du type norme, aux instruments indirects, du type taxe. L'analyse suggère une réponse nuancée. Dans certains cas, la norme s'impose ; dans d'autres, la taxe est préférable. Cependant d'une façon générale, les instruments indirects, et en particulier les taxes, apparaissent supérieurs aux instruments directs comme les normes.

L'analyse de la réaction de nos sociétés dans le domaine de la pollution conduit aussi à une vision optimiste. Les niveaux de pollution ont, dans les pays développés, à peu près sûrement augmenté dans les deux décennies qui ont suivi la deuxième guerre mondiale. Mais à la fin des années soixante et au début des années soixante-dix, nos sociétés ont vivement réagi, et mis en place un système de contraintes destiné à limiter la pollution. D'une façon générale, ce système a été efficace ; il a, dans la plupart des cas, bloqué les rejets de polluants dans l'environnement et assuré le maintien, et dans certains cas, le recul des niveaux de pollution. La qualité de l'environnement ne se dégrade plus et souvent s'améliore.

On peut sans doute considérer ces résultats comme insuffisants. Ils varient selon les pays, et la France n'est sûrement pas le pays où ils sont les plus remarquables. On peut, en d'autres termes, penser que les niveaux de pollution atteints en France dépassent les niveaux optimaux, et donc souhaiter une intervention un peu plus vigoureuse.

On doit sûrement considérer ces résultats comme fragiles. Des polluants nouveaux, non encore idenfitiés, sont peut-être rejetés actuellement. Les rejets de polluants anciens, qui n'ont pas toujours été réduits, peuvent se remettre à augmenter. La plus grande vigilance s'impose. Et les excès, les outrances, les erreurs même, de certains défenseurs de l'environnement sont bienvenus parce qu'ils servent à entretenir cette vigilance.

Mais on ne peut pas ignorer ces résultats. Ils dessinent une tendance qui contredit la vision catastrophique dominante. En réalité, la rapidité et l'efficacité avec lesquelles ont réagi nos sociétés dans le domaine de la pollution sont surprenantes et contrastent heureusement avec la lenteur et la lourdeur de leurs réactions dans d'autres domaines. Nous savons maintenant, disait Valéry, que nos civilisations sont mortelles. Nous savons aussi qu'elles ne mourront pas de la pollution.

II — Le contrôle des prélèvements sur la nature

L'environnement, on l'a dit, n'est pas seulement menacé par des rejets dangereux, il l'est aussi par des prélèvements excessifs. Ménager la nature,

cela veut dire lutter contre la pollution et lutter contre les gaspillages. Si la lutte contre les pollutions ne justifie pas, on a essayé de le montrer, le pessimisme à la mode, peut-on en dire autant à propos de la lutte contre les gaspillages ?

Beaucoup dénoncent avec vigueur le caractère excessif des prélèvements de ressources renouvelables et plus encore des ressources non renouvelables. Nous mangeons notre capital, disent-ils, et courons à la faillite. Ils évoquent le spectre de manque de ressources naturelles et l'arrêt de la croissance ou même de la vie. Ce thème n'est pas nouveau ; on le trouve chez Malthus et chez les conservationnistes américains du début du siècle. Gilford Pinchot écrivait en 1910 : « Les cinq principales denrées indispensables à notre civilisation sont le bois, l'eau, le charbon, le fer, et les produits agricoles (...) Nous avons du bois pour moins de trente ans au taux auquel nous le coupons actuellement. Nous n'avons du charbon anthracite que pour cinquante ans, et du charbon bitumeux pour moins de deux cents ans. Nos ressources en minerai de fer, en pétrole et en gaz naturel sont en train d'être rapidement consommées, et beaucoup des grands champs sont déjà épuisés » (cité par Page, 1977, p. 175). Ce thème de la menace de l'épuisement des ressources a retrouvé au cours des années récentes, une actualité nouvelle dont témoigne le caractère très actuel du texte de Pinchot, qui semble dater d'hier et non d'il y a 70 ans. Ici aussi le pessimisme est à la mode. Les outils d'analyse, et notamment les outils économiques, sont présentés comme inadaptés et nos sociétés comme incapables de répondre à ce défi.

Il faudrait un autre ouvrage pour examiner convenablement cette question. Mais on peut avancer une hypothèse : le contrôle des prélèvements sur la nature est plus facile que le contrôle des rejets dans la nature. Pourquoi ? Parce que la plupart (mais non la totalité) des ressources sont possédées privativement, par des individus ou par des États. Elles sont, en conséquence, vendues, à des prix qui augmentent avec leur rareté. On a donc, en ce domaine, un mécanisme d'ajustement automatique qui fait totalement défaut dans le domaine de la pollution.

Le pire, même s'il se vend bien, n'est pas toujours sûr.

Bibliographie

Un très grand nombre de livres et d'articles traitent de la lutte contre la pollution, et, plus généralement de l'environnement. On trouvera une bibliographie assez complète dans une brochure de la Banque Mondiale (1974, p. 117-149).

Ces publications abordent le problème sous des angles très différents : chimie, physique, biologie, écologie, sciences de l'ingénieur, droit, économie, science politique, sociologie, philosophie. Les unes sont bonnes, les autres le sont moins. Les notes qui suivent ne prétendent nullement à l'exhaustivité. Elles veulent seulement aider le lecteur à trouver son chemin dans un paysage bibliographique tourmenté.

I — Revues périodiques :

Il n'existe guère que deux revues qui abordent la politique de l'environnement en termes de gestion : Le *Natural Resources Journal* (Albuquerque, New-Mexico, trimestriel) et le *Journal of Environmental Economics and Management* (Londres, trimestriel), mais les articles y sont souvent théoriques et difficiles. D'autres revues, spécialisées dans l'environnement et la pollution étudient le problème sous d'autres angles. *Nuisances et l'Environnement* (Paris, mensuel) mérite une mention spéciale ; c'est une revue d'ingénieur, souvent technique, dans laquelle on trouve aussi de bons articles à dimension économique. La *Revue Juridique de la Pollution* (Lyon, trimestrielle) aborde les problèmes sous l'angle juridique. *Pollution atmosphérique* (Paris, trimestrielle) est limitée dans son champ et son approche. *The Ecologist* (Wadebridge, Cornwall, mensuel) est une revue bien faite. *Le Sauvage* (Paris, mensuel) est représentatif d'une certaine sensibilité, mais plus journalistique que scientifique.

Il faut donc chercher les articles relatifs à la luttre contre la pollution dans des revues consacrées aux problèmes économiques et sociaux en général ou aux problèmes scientifiques en général.

Parmi les premières, on citera en premier lieu *Analyse et Prévision* (Paris, mensuel), devenu, à partir de 1975 *Futuribles* (Paris, bimensuel). Une partie importante des articles de ces revues, dirigées par Hélène puis par Hugues de Jouvenel, ont traité, et continuent de traiter de la politique de l'environnement. A un moindre degré, on peut dire la même chose de revues comme *Projet*, (Vanves, mensuel), *Public Policy* (Cambridge, Mass., trimestriel) ou *The Public Interest* (New York, trimestriel). *Deux Mille* (Paris, trimestriel), lié à la D.A.T.A.R., et *Environnement et Cadre de Vie* (Paris, mensuel), la revue du ministère du même nom, consacrent assez souvent des articles à la lutte contre la pollution.

Parmi les secondes, on notera tout particulièrement *Science*, (New York, bi-hebdomadaire) et *New Scientist* (Londres, hebdomadaire) qui présentent assez fréquemment de bons articles sur la pollution.

II — Livres

On peut, non sans beaucoup d'arbitraire, regrouper les ouvrages traitant de la pollution en cinq catégories :

1 - *Les ouvrages écologiques*. La plupart des livres consacrés à l'environnement, surtout en France, sont des cris d'alarme qui décrivent un monde irrémédiablement pollué et concluent à la nécessité de changements radicaux des institutions et des modes de vie. On rangera dans cette catégorie, parmi beaucoup d'autres, les ouvrages de Deschamps (1971), Vernier (1971), Ward et Dubos (1972), Pellerin (1972), Seveno (1972), Dumont (1973), Vadrot (1973), Huglo et Cerni (1977), Jaubert (1978).

2 - *Les ouvrages « techniques »*. Des ouvrages à caractère plus scientifique et à ambition plus limitée analysent en détail un ou plusieurs polluants spécifiques. On citera à titre d'exemple, les ouvrages de l'O.C.D.E. sur le mercure (O.C.D.E., 1974) ou sur le cadmium (O.C.D.E., 1975), les monographies du ministère de l'Environnement ou de la Qualité de la Vie sur le plomb (ministère de la Qualité de la Vie, 1974), sur les oxydes d'azote (ministère de la Qualité de la Vie, 1974), ou sur les organo-chlorés (ministère de la Qualité de la Vie, 1974), le livre d'Alexandre et Barde sur le bruit (Alexandre et Barde, 1973), ou encore l'étude du Department of the Environment anglais sur les fluorocarbures (Department of the Environment, 1976). Les livres de Ternisien (1968-1973) sont classiques.

3 - *Les ouvrages théoriques.* Dans un esprit très différent, on trouve un certain nombre d'ouvrages de théorie économique « pure ». Les plus célèbres sont sans doute ceux de Mahler (1974), de Nijkamp (1976), de Baumol

et Oates (1975), ainsi que les volumes de contributions édités par Rothenberg et Heggie (1974), par Dorfman (1972), par l'O.C.D.E. (1972) et par l'A.F.S.E. (1976) ; les trois derniers volumes sont disponibles en langue française.

4 - *Les ouvrages « descriptifs »*. Dans une dernière catégorie, on regroupera les ouvrages qui décrivent et analysent des politiques effectivement pratiquées. Sur la France, le livre de Poujade (1975) décrit la naissance du ministère de l'Environnement, et le dossier statistique de ce ministère (ministère de la Culture et de l'Environnement 1978) permet de suivre les évolutions. Pour les États-Unis, les Rapports Annuels du Council of Environmental Quality sont une source inestimable, que complètent les livres comme celui d'Ackerman (1974) sur la Vallée de la Delaware ou celui de Jones (1975) sur la lutte contre la pollution de l'air. Pour le Japon, on consultera les Rapports Annuels de l'Environment Agency, ou le livre de Prud'homme (1977). Pour les pays socialistes, on dispose des travaux de Godlman (1972) et de Völgyes (1974). Le Rapport sur l'État de l'Environnement de l'O.C.D.E. (1979) présente une vue globale.

On notera enfin que dans tous les pays et en particulier en France — en dépit des efforts déployés par M. Serge Antoine — ainsi que dans les organisations internationales, une bonne partie des informations et des analyses se présentent sous la forme de rapports (des bureaux d'études, des comités ou des groupes de travail, ou internes aux administrations) qui ne sont pas publiés.

Liste de références

On trouvera ci-après tous les titres cités dans le texte et la bibliographie, plus un certain nombre d'ouvrages particulièrement intéressants ou représentatifs.

ACKERMAN (S.R.) (1973), Effluent Charges a Critique, *Canadian Journal of Economics / Revue Canadienne d'Économie*, n° 4, p. 512-528.

ACKERMAN (B.), ROSE-ACKERMAN (S.), SAWYER (J.), HENDERSON (D.), (1974), *The Uncertain Search for Environmental Quality*, Londres, Collie-MacMillan, 386 p.

A.F.S.E. (1976) ; *Économie de l'Environnement, Cahiers de l'Association Française de Science Économique*, n° 8, (Actes du Colloque de l'Association, Nanterre, sept. 1975), 340 p.

ALEXANDRE (A.), BARDE (J.P.) (1973), Le *Temps du Bruit*, Paris, Flammarion, 232 p.

ALEXANDRE (A.), BARDE (J.P.) (1974), Aircraft Noise Charges, *Noise Control Engeniering*, vol. 3, n° 2, sept.-oct. 1974.

ANDERSON (R.-J.), CROKER (T.D.) (1971), Air Pollution Property Values, *Urban Studies*, vol. 8, n° 3, p. 91-95.

ATKINS (N.S.), LOWE (J.F.) (1977), *Pollution Control Costs in Industry*, Oxford, Pergamon Press, 166 p.

ATKINSON (S.), LEVIS (D.) (1974), A Cost-Effectiveness Analysis of Alternative Air Quality Control Strategies, *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 1, p. 237-250.

AYRES (R.), KNEESE (A.) (1969), Production, Consumption and Externalities, *Americain Economic Review*, juin 1969, p. 282-288.

Banque Mondiale (1974), *Considérations Écologiques - Mésologiques, sanitaires et Humaines - liées au Projet de Développement*, Banque Mondiale, 155 p.

BARDE (J.P.) (1976), National and International Policy Alternatives for Environmental Control and their Economic Implication, *in* : Walter (I.), *Studies in International Environmental Economics*, New York, John Wiley and Sons, p. 137-157.

BARDE (J.P.), GERELLI (E.) (1977), *Économie et Politique de l'Environnement*, Paris, P.U.F., 210 p. (coll. S.U.P.).

BAUMOL (W.J.) (1972), Protection de l'Environnement et Répartition des Revenus, *in* : O.C.D.E. ; *Problèmes d'Économie de l'Environnement*, Paris, O.C.D.E, p. 75-81.

BAUMOL (W.) (1972), On Taxation and the Control of Externalities, *A.E.R.*, n° 62, p. 307-321.

BAUMOL (W.), OATES (W.) (1975), *The Theory of Environmental Policy*, Englewood Cliff, New York, Prentice Hall, 272 p.

BAXTER (W.) (1974), *People or Penguins : The Case for Optimal Pollution*, New York, Columbia Univ. Press, 110 p.

BECKERMAN (W.) (1972), Problèmes Réels et Fictifs de Politique de l'Environnement, *in* : O.C.D.E. *Problèmes d'Économie de l'Environnement*, Paris, O.C.D.E., p. 21-42.

B.I.P.E. (1976), (Pour le ministère de la Qualité de la Vie), *Modèle de Prévision par Région des Besoins en Investissements Publics liés à l'Environnement*, Paris, polygraphié, 156 p.

BOHM (P.) (1970), Pollution, Purification et Théorie des Effets Externes, *Annales de l'I.N.S.E.E.*, n° 3, p. 3-21.

BOUSCARON (R.), DIETRIE (J.P.) (1974), *Évaluation du Coût de la Pollution Atmosphérique dans l'Industrie en France : Situation en 1970 et Prévisions pour la Période 1971-1975*, Paris, la Doc. Française, 278 p. (coll. « Environnement »).

BUCHANAN (J.), TULLOCK (G.) (1975), Polluters, Profits and Political Response : Direct Control Versus Taxes, *A.E.R.*, n° 65, p. 139-147.

C.E.Q. (1973) (Council on Environmental Quality), *4e Rapport Annuel*, Washington, U.S. Government Printing Office, 482 p.

C.E.Q. (1974), Council on Environmental Quality), *Environmental Quality*, 5e Rapport Annuel, Washington, U.S. Government Printing Office, 597 p.

C.E.Q. (Council on Environmental Quality), *Environmental Quality*, 6e Rapport Annuel, Washington, U.S. Government Printing Office, 763 p.

Chase Econometrics Associates (1976), (pour le Council on Environmental Quality et l'Environmental Protection Agency), *The Macroeconomic Impacts of Federal Pollution Control Programms*, polygr., 27 p.

CLAWSON (M.), KNETSH (J.L.) (1971), *Economics of Outdoor Recreation*, Baltimore, John Hopkins University Press.

COING (H.) (1970), L'Environnement une Mode Nouvelle, *Projet*, oct. 1970, p. 901-911.

COMMONER (B.) (1971, trad. française 1975), Les Coûts de la Croissance sur l'Environnement, *in* : Dorfman, R.*Économie de l'Environnement*, Paris, Calman-Lévy, p. 215-246.

DALES (J.H.) (1969), *Pollution and Prices*, Toronto University of Toronto Press.

DENISON (E.F.) (1978), Effects of Selected Change of the Institutionnel and Human Environment upon Output per Unit of Input, *Survey of Current Business*, janv. 1978, p. 21-44.

Departement of the Environment (1976), *Chlorofluorcarbons and their Effect on Stratosphere Ozone*, London, H.M.S.O., 71 p. (Pollution Paper n° 5).

DESAIGNES (B.), TOUTAIN (J.C.) (1978), *Gérer l'Environnement*, Paris, Economica, 324 p.

DESCHAMPS (F.) (1971), *Vous n'allez pas Avaler ça ! Le Tour de France des Pollués. Une Série Noire et un Réquisitoire*, Paris, A. Michel, 221 p.

DESTANE de BERNIS (G.) (1974), L'impact sur les Pays Sous-Développés des Politiques de l'Environnement des Pays Développés, *Analyse et Prévision*, XVII, 4, p. 415-451.

DEWES (D.), EVERSON (C.), SIMS (W.) (1977), *Economic Analysis of Environmental Policies*, Toronto, University of Toronto Press, 175 p.

DORFMAN (R.) et (D.) (1972, trad. française, 1975), *Économie de l'Environnement*, Paris, Calman-Lévy, 316 p.

DORST (J.) (1978), *Avant que Nature Meure : Pour une Écologie Politique*, Paris, Delachaux et Niestlé, 556 p.

DUMONT (R.) (1973), *L'Utopie ou la Mort*, Paris, éd. du Seuil, 187 p.

Environment Agency (1977), *Quality of the Environment in Japan*, Tokyo, Environment Agency, 274 p.

EVANS (M.K.) (1973), A Forecasting Model Applied to Pollution Control Costs, *American Economic Review*, mai 1973, p. 244-253.

FORSUND (F.), STRÖM (S.) (1974), Industrial Structure, Growth and Residual Flows, *in* : ROTTENBERG (J.), HEGGIE (I.), *The Management of Water Quality and the Environment*, (Proceedings of a conference held by the International Economic Association at Lyngby, Danmark), London, MacMillan, p. 21-69.

GIBIAT (L.), NAHOUM (A.) (1972), *Quantification du Coût de la Pollution Urbaine d'Origine Automobile*, École Centrale de Lyon, polygraphié, 102 p.

GOLDMAN (M.), La Convergence dans la Détérioration, *in* : DORFMAN (R.) et (N.), *Économie de l'Environnement*, Paris, Calman-Lévy, 1975, p. 247-252.

GOLDMAN (M.) (1972), *The Spoils of Progress, Environmental Pollution in the Soviet Union*, Cambridge (Mass.), M.I.T. Press, 372 p.

HUGLO (C.), CENNI (R.) (1977), *Une Société de Pollution*, Paris, J.C. Simon, 219 p.

JAUBERT (M.) (1978), *La Mer Assassinée*, Paris, A. Moreau, 479 p.

JOHNSON (B.) (1976), International Environmental Conventions, *Ambio*, vol. 5, n° 22, p.55-66.

JONES (C.O.) (1975), *Clean Air ; The Policies and Politics of Control*, Pittsburgh, The University of Pittsburgh Press, 372 p.

JOUVENEL (B. de) (1968), *Arcadie, Essais sur le Mieux-Vivre,* Paris, S.E.D.E.I.S., 388 p.

JOUVENEL (B. de) (1970), Le Thème de l'Environnement, *Analyse et Prévision*, t.X, p. 517-533.

JOUVENEL (B. de) (1976), *La Civilisation de Puissance*, Paris, Fayard, 206 p.

KNEESE (A.), BOWER (B.) (1967), *Managing Water Quality, Economics, Technology, Institutions,* Baltimore, John Hopkins University Press, 1968, 328 p. :Une version antérieure et moins complète de ce livre a été traduite et « adaptée » par H. Lévy-Lambert : Kneese A., *Économie et Gestion des Eaux,* Paris, Dunod, 1967, 260 p.

KNEESE (A.), AYRES (R.), d'ARGE (R.) (1970), *Economics and Environment, A Materials Balance Approach,* Baltimore, John Hopkins University Press, 120 p.

KNEESE (A.), SCHULTZE (C.L.) (1975), *Pollution, Prices and Public Policies,* Washington, the Brookings Institution, 172 p.

KNEESE (A.) (1977), *Economics and the Environment*, Harmondsworth (Middlesex), Penguin Books, 189 p.

KOLM (S.C.) (1971,a), Possibilités et Difficultés de la Régulation des Problèmes d'Environnement et de Nuisance par Entente Spontanée entre les Intéressés, *Consommation*, n° 3.

KOLM (J.C.) (1971,b), Instruments et Critères d'une Politique de l'Environnement, *Analyse et Prévision*, n° 2, p. 1443-1460.

LAMOUR (P.) (1978), *l'Écologie, Oui, les Écologistes, Non !,* Paris, Plon, 218 p.

LAVE (L.B.), SESKIN (G.P.) (1970), Air Pollution and Human Health, *Science*, n° 169, p. 723-733.

LEONE (R.) (1976), *Environmental Controls*, Lexington (Mass.), Lexington Books, 129 p.

LÉONTIEF (W.) (1970), Environmental Repercussions and the Economic Structure : an Input-Output Approach, *Review of Economics and Statistics,* vol.III, p. 262-271 ; traduction française : L'Environnement et la Structure économique, *Analyse et Prévision*, mars 1971, p. 253-276.

MAHLER (K.G.), WYZGA (R.) (1976), *La Mesure Économique des dommages dans le Domaine de l'Environnement*, Paris, O.C.D.E., 161 p.

MAHLER (K.G.) (1976), *Environmental Economics, A Theoretical Inquiry,* Baltimore, John Hopkins University Press, 267 p.

MAJOCCHI (A.) (1972), L'Incidence des Mesures Prises en Faveur de l'Environnement sur le Commerce International : Quelques Questions de Politique, *in* : O.C.D.E., *Problèmes d'Économie de l'Environnement*, Paris, O.C.D.E., p. 219-238.

MARTIN (G.) (1976), *De la Responsabilité Civile pour Faits de Pollution en Droit de l'Environnement,* thèse Droit, Univ. de Nice, polygraphié, 579 p.

MARTIN (W.), STERN (A.C.) (1974), *The Collection, Tabulation, Codification and Analysis of the World's Air Quality Managements Standards,* University of North Carolina, Department of Environmental Science, polygraphié, vol. I, 381 p., vol. II, 371 p.

MERCADAL (G.) (1972), Peut-on Tirer un Enseignement des Essais Français de Modélisation du Développement Spatial Urbain, *Revue Économique*, vol. 23, p. 952-991.

Ministère de la Culture et de l'Environnement (1978), *Environnement et Cadre de Vie - Dossier Statistique*, Paris, La Documentation Française, 2 vol., 214 et 349 p. (coll. « Environnement » n° 52).

Ministère de l'Environnement (1974), *Environnement et Cadre de vie -Dossier Statistique*, Paris, La Documentation Française, 2 vol. (coll. « Environnement », n° 31 et 32).

Ministère de la Qualité de la Vie (1974), *La Pollution par les Composés Organo-Chlorés,* Paris, la Documentation Française, 143 p. (coll. « Environnement » n° 28).

MISHAN (E.J.) (1974), What is the Optimal Level of Pollution, *Journal of Political Economy*, vol. 82, n° 6, p. 1287-1299).

MURAKAMI, TSUKUI (1976), *Economic costs of Pollution Prevention : A Dynamic Analysis of Industrial Structure,* Rapport présenté à la Conférence Internationale sur la Protection de l'Environnement, organisée par *Nippon Kizai Shimbun*, Tokyo, mai 1976.

MURARO (G.) (1972), Politique Anti-Pollution et Allocation des Coûts - les Problèmes en Pratique, *in* : O.C.D.E., *Problèmes d'Économie de l'Environnement*, Paris, O.C.D.E., p. 45-53.

NELSON (W.C.), KNELSON (J.H.) et HASSELBAD (1976), Air Polluant Health Effects Estimation Model, *in* : Ott, W. *ed, Proceedings of the E.P.A., Conference on Environmental Modeling in Simulation* (Cincinatti, avril 1976), Washington, U.S.E.P.A., p. 191-195.

NIJKAMP (P.) (1976), *ed., Environmental Economics*, Leiden, Nijhoff, 2 vol., 122 et 163 p.

NIZARD (L.), JOURNAN (J.) (1976), Perception Sociale et Demandes Sociales en Matière d'Environnement, *in* : O.C.D.E., *Les Coûts et Dommages Causés à l'Environnement,* Paris, O.C.D.E., p. 335-360.

O.C.D.E., (1972), *Problèmes d'Économie de l'Environnement*, Paris, O.C.D.E, 304 p.

O.C.D.E. (1974a), *Economic Implications of Pollution Control, a General Assessment,* Paris, O.C.D.E., 78 p.

O.C.D.E. (1974b), *Le Mercure et l'Environnement*, Paris, O.C.D.E., 207 p.

O.C.D.E. (1974c), *Problèmes de la Pollution Transfrontière,* Paris, O.C.D.E., 328 p.

O.C.D.E. (1975), *Le Principe Pollueur-Payeur, Définition, Analyse, Mise en Oeuvre*, Paris, O.C.D.E., 123 p.

O.C.D.E. (1976), *Les Redevances de Pollution, Essai de Bilan,* Paris, O.C.D.E., 82 p.

O.C.D.E. (1977a), *Production d'Énergie et Environnement*, Paris, O.C.D.E., 115 p.

O.C.D.E. (1977a), *Coûts de la Lutte contre la Pollution dans l'Industrie de l'Aluminium de Première Fusion*, Paris, O.C.D.E., 140 p.

O.C.D.E. (1977c), *Coûts de la lutte contre les émissions dans la sidérurgie,* Paris, O.C.D.E., 188 p.

O.C.D.E. (1978a), *Emploi et Environnement*, Paris, O.C.D.E., 78 p.

O.C.D.E. (1978b), *Indicateurs d'Environnement Urbain,* Paris, O.C.D.E., 302 p.

O.C.D.E. (1979), *l'État de l'Environnement dans les Pays de l'O.C.D.E.*, Paris, O.C.D.E., 185 p.

Organisation et Environnement (1976) (pour le ministère de l'Environnement), *Utilisation des Modèles de Prix des Propriétés Foncières pour Évaluer le Coût des Nuisances Engendrées par les Unités Localisées de Traitement des Déchets Solides,* Paris, polygraphié, 86 p.

PAGE (T.) (1977), *Conservation and Economic Efficiency,* Baltimore, Johns Hopkins University Press, 266 p.

PEARCE (D.) (1976), *Environmental Economics*, London, Longman, 202 p.

PELLERIN (P.) (1972), *Lettre Ouverte aux Assassins de la Nature*, Paris, Stock, 233 p.

PERICARD (M.), BLÉRIOT (L.) (1973), *La France Défigurée,* Paris, éd. Stock, 363 p.

PLOWDEN (S.) (1970), *The Cost of Noise,* Londres, polygraphié, Metra Consulting Group.

POLINSKY (M.), SHAVELL (S.) (1975), The Air Pollution and Property Value Debate, *The Review of Economics and Statistics,* vol. 57, p. 100-104.

POTTIER (M.) (1975), Impact Économique de la lutte contre la pollution, *in* : *Cahiers de l'Association Française de Science Économique*, n° 8 (Actes du Colloque de Nanterre sur l'Économie de l'Environnement, sept. 1975), p. 211-228.

POUJADE (P.) (1975), *Le Ministère de l'Impossible*, Paris, Calman-Lévy, 278 p.

PRUD'HOMME (R.), ROCHEFORT (P.) (1974), Pollution et Dépollution Optimale : le Cas des Automobiles dans une Grande Agglomération, *Revue Économique*, sept. 1974, p. 769-786.

PRUD'HOMME (R.) (1975), les Politiques de Propreté en théorie et en pratique, *Cahiers de l'A.F.S.E.*, n° 8, (Actes du Colloque de Nanterre sur l'Économie de l'Environnement, sept. 1975), p. 189-209.

PRUD'HOMME (R.) (1977), *Politique de l'Environnement au Japon,* Paris, O.C.D.E., 106 p.

RIDKER (R.G.), HENNING (J.A.) (1967), The Determinants of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution, *Review of Economics and Statistics,* n° 49, p. 146-157.

RIDKER (R.G.) (1967), *Economic Costs of Air Pollution, Studies in Measurement,* New York, Praeger, 215 p.

ROTHENBERG (J.), HEGGIE (I.) (1974), *éd., The Management of Water Quality and the Environment,* London, MacMillan Press, 305 p.

RUSSEL (C.) (1973), *Residuals Management in Industry : A Case Study of Petroleum Refining*, Baltimore, John Hopkins University Press, 193 p.

SAINT-MARC (P.) (1971), *Socialisation de la Nature*, Paris, Stock, 381 p.

S.C.E.P. (1970) (Report of the Study of Critical Environmental Problems Group), *Man's Impact on the Global Environment, Assessment and Recommendations for Action*, Cambridge, (Mass.), M.I.T. Press, 319 p.

SCITOWSKY (T.) (1942), Reconstruction of the Theory of Tarifs, *Review of*

Economic Studies, vol. 9, n° 2, p. 89-110.

SEVENO (M.) (1972), *Guide de la Pollution*, Paris, éd. du Palais Royal, 243 p.

SHINOHARA (M.) et *al* (1973), *Measuring Net National Welfare of Japon*, Tokyo, Economic Council of Japan, 204 p.

SHISHIDO (S.), OSHIZAKA (A.) (1976), *Econometric Analysis of the Impact of Pollution Control in Japan*, Rapport présenté à la Conférence Internationale sur la Protection de l'Environnement, organisée par *Nippon Keizai Shimbun*, Tokyo, 1976.

SMETS (H.) (1976), La Solution Optimale de certains Problèmes de Pollution Transfrontière par Compensation Réciproque, *in* : *Cahiers de l'Association Française de Sciences Économiques*, n° 8, (Actes du Colloque de Nanterre sur l'Économie de l'Environnement, sept. 1975), p. 158-171.

S.O.P.R.A. (Société de Planification des Ressources et d'Aménagement) (1975), pour le Secrétariat d'État à l'Environnement, *Pour une Politique Globale de Lutte contre la Pollution et les Nuisances*, S.O.P.R.A., polygr., 56 p.

STARKIE (O.N.), JOHNSON (D.N.) (1975), *The Economic Value of Peace*, Farborough (Hampshire), Saxon House.

TERNISIEN (J.) (1968), *Les Pollutions et leurs Effets*, Paris, P.U.F., 188 p.

TERNISIEN (J.) (1971), *Précis Général des Nuisances*, Paris, Le Prat, 256 p.

THEYSS (J.) (1976), *Élements pour une Évaluation du Coût Social du Bruit - Monographie sur le Bruit des Transports Terrestres*, Paris, Secrétariat d'État à l'Environnement, polygraphié, 62 p.

THEYSS (J.) (1977), *Un Essai d'Évaluation des Dommages Causés par la Pollution en France*, polygraphié, 28 p., Communication à un Séminaire sur l'Écologie et l'Économie, Arc-et-Senans, sept. 1977.

THEYSS (J.) (1977), *Quelques Données Quantitatives sur le Développement des Problèmes d'Environnement en France entre 1945-1970*, polygr., 30 p., Communication à un Séminaire sur l'Écologie et Économie, Arc-et-Senans, sept. 1977.

U.S. Environmental Protection Agency (1971), *Transportation Noise and Noise from Equipment Powered by Internal Combustion Engine*, Washington, E.P.A.

VADROT (C.M.) (1973), *Déclaration des Droits de la Nature*, Paris, Stock, 352 p.

VALLET (O.) (1974), *L'Administration de l'Environnement*, Paris, Berger-Levrault, 339 p. (coll. « Administration Nouvelle »).

VERNIER (J.) (1971), *La Bataille de l'Environnement*, Paris, R. Laffont, 319 p.

VICTOR (P.) (1972), *Pollution, Economy and Environment*, London, G. Allen, 247 p.

VÖLGYES (I.) (1974), *ed.*, *Environmental Deterioration in the Soviet Union and Eastern Europe*, New York, London, 168 p.

WALTER (I.) (1973), The Pollution Content of American Trade, *Western Journal*, vol. XI, n° 1, p. 60-81.

WALTER (I.) (1974), International Trade and Ressource Diversion : The Case of Environmental Management, *Weltwirtschaftslishes Archiv.*, p. 482-493.

WALTERS (A.A.) (1975), *Noise and Prices*, Oxford, Clarendon Press, 147 p.

WARD (B.), DUBOS (R.) (1971), *Only one Earth, the Care and Maintenance of a Small Planet*, London, A.Deutch, 304 p.

WINKLESTEIN (W.) (1967), The Relationship of Air Pollution and Economic Status to Total Morality and Selected Respiratory System Morality in men, *Archives of Environmental Health*, vol. 14, p. 162-171.

WYZGA (R.) (1974), Étude des Fonctions de Dommages dans le Domaine de l'Environnement, *in* : O.C.D.E., *Les Coûts des Dommages causés à l'Environnement*, Paris, O.C.D.E., p. 53-107.

Liste des tableaux

Liste des figures

Index[1]

1. Cet index a été préparé par Françoise Navarre, que l'auteur a plaisir à remercier ici.

Achevé d'imprimer sur les presses d'Edit'Offset à Saint-Étienne (Loire)
Dépôt légal : 4e trimestre 1980 - N° d'imprimeur 990
Imprimé en France

Extrait de notre catalogue

Henri SAVALL

reconstruire l'entreprise

Analyse socio-économique
des **conditions de travail**

Les mauvaises conditions de travail ont un coût caché exorbitant qui compromet le développement économique de l'entreprise.

Partant de ce constat, ce livre analyse et évalue d'un point de vue tant social qu'économique un certain nombre d'expériences destinées à améliorer l'organisation et les conditions de travail.

Ces évaluations montrent que l'efficience sociale et l'efficience économique peuvent être compatibles dans les entreprises actuelles. L'amélioration du confort et le développement des aptitudes du personnel grâce à la "formation intégrée" produisent, sous certaines conditions, des performances économiques positives.

Ces expériences conduites ou analysées par l'auteur lui ont permis d'élaborer une nouvelle conception de l'entreprise, fondée sur une analyse sociale et économique intégrée, dite approche socio-économique.

La théorie des coûts et des performances cachés liés aux conditions de vie au travail et le concept de "contrat d'activité périodiquement négociable" constituent la clé de voûte de cette indispensable reconstruction de l'entreprise.

Au-delà des pouvoirs formels de l'organisation, s'ouvre le champ étendu et si souvent mal exploré des pouvoirs informels de l'individu. Henri Savall s'avance avec décision dans ce no man's land, *armé d'instruments d'analyse nouveaux et en prouvant une remarquable patience d'observateur et d'expérimentateur.*

François PERROUX.

Extrait de notre catalogue

William PETERSEN

MALTHUS

Le premier anti-malthusien

traduit par J. et A. Fauve et H. Le Bras

«Si nous adoptons la définition cynique d'une œuvre classique — un texte que l'on cite toujours et qu'on ne lit jamais — l' «Essai sur la population» mérite le titre de super-classique. Le nom de son auteur est devenu un nom commun dans toutes les langues occidentales (avec quelques fausses acceptions que j'indique), mais ses idées demeurent souvent mal connues même parmi les démographes de métier. Ceci s'explique en partie par la complexité du sujet... Cependant, la cause majeure de malentendu depuis bientôt un siècle et demi tient surtout au fait que toute idéologie en vogue, de droite ou de gauche, moderniste ou traditionnelle, est remise en question par le principe de population.»

Extrait du chapitre IV.

Extrait de notre catalogue

Alfred SAUVY

la machine et le chômage

le progrès technique et l'emploi

Le plus connu de nos économistes qui, par la clarté de ses exposés et la pénétration de ses idées a toujours su intéresser un vaste public, nous offre ici l'aboutissement de plusieurs années de réflexion sur l'**emploi et le progrès technique.**

Cette question absolument fondamentale à un moment où le progrès semble incapable de résorber un chômage toujours plus menaçant, n'avait jamais été clairement exposée. Alfred Sauvy, par cet ouvrage, a voulu pallier cette lacune grave.

L'importance de ce livre n'a pas échappé à une autorité mondiale telle **Wassily Léontief** qui écrit :

"Alfred Sauvy traite (le sujet) avec un ensemble peu commun de compétence technique, de sens de l'Histoire et de bon sens, que ses collègues plus spécialisés et le public en général ont appris à attendre de lui. Les vues exposées sur le "déversement" et sur le "circuit de travail" ouvrent en particulier une nouvelle voie dans la recherche si délicate de la croissance et de l'emploi."